

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**

**LUCÍOLA THAIS BALDAN**

**MACROINVERTEBRADOS EM CAVAS ADJACENTES AO RIO  
IGUAÇU E USO DE *Chironomus xanthus* REMPEL, 1939 COMO  
POTENCIAL BIOINDICADOR AMBIENTAL**

**CURITIBA**  
**2012**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**

**LUCÍOLA THAIS BALDAN**

**MACROINVERTEBRADOS EM CAVAS ADJACENTES AO RIO  
IGUAÇU E USO DE *Chironomus xanthus* REMPEL, 1939 COMO  
POTENCIAL BIOINDICADOR AMBIENTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ciências, Área de Concentração em Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Rocha Aranha

Coorientador: Prof. Dr. Mario Antonio Navarro da Silva

**CURITIBA**

**2012**

Baldan, Lucíola Thais  
B175 Macroinvertebrados em cavas adjacentes ao rio Iguaçu e  
uso de *Chironomus xanthus* Rempel, 1939 como potencial  
bioindicador ambiental / Lucíola Thais Baldan. – Curitiba, 2012.  
79f.: il.; tab.; graf.

Orientador: José Marcelo Rocha Aranha  
Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná,  
Setor de Ciências Biológicas, Curso de Pós-Graduação em  
Zoologia.  
Área de Concentração: Zoologia.

1. Lântico. 2. Chironomidae. 3. Xenobiótico. 4. Toxicidade  
aguda. I. Aranha, José Marcelo Rocha. II. Silva, Mário Antônio  
Navarro da. III. Universidade Federal do Paraná.

CDU 592

Ficha Catalográfica elaborada por Rute Teresinha Schio – CRB 9 - 1095

## Termo de aprovação

Macroinvertebrados em cavas adjacentes ao Rio Iguaçu e avaliação do uso de *Chironomus xanthus* (Rempel, 1939) como potencial bioindicador ambiental

por

**Lucíola Thaís Baldan**

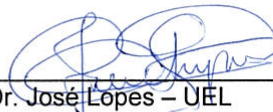
Tese aprovada como requisito parcial para a obtenção do Grau de Doutor em Ciências, área de concentração Zoologia, no Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



Dr. José Marcelo Rocha Aranha - UFPR  
Presidente e Orientador



Dra. Caroline Silva Neubern de Oliveira – UFSCAR



Dr. José Lopes – UEL



Dra. Susete do Rocio Chiarello Penteado - EMBRAPA



Dra. Cibeles Stramare Ribeiro-Costa - UFPR

Curitiba, 25 de outubro de 2012.

*Dedico esta tese aos meus pais, irmãos e marido que de diversas formas  
contribuíram para que esse trabalho fosse concluído.*

*Nem tudo que acaba aqui deixa de ser Infinito!*

*Zélia Duncan*

# *Agradecimentos*

---

À Deus, pela saúde, vida e família, pelas oportunidades de vida e por ter me guiado e me dado força em momentos bons e momentos difíceis durante o decorrer dessa tese;

À Universidade Federal do Paraná, por possibilitar o desenvolvimento deste trabalho;

Ao Programa de Pós Graduação em Zoologia, pela organização e suporte do programa.

Aos Professores, Dr. José Marcelo Rocha Aranha e Dr. Mário Antonio Navarro da Silva, pela oportunidade de realizar esse trabalho, por todos os ensinamentos e rica orientação que me ajudaram a crescer como profissional e pessoa;

Ao Laboratório de Hidrologia da Universidade Federal do Paraná pela realização das análises físicas e químicas.

Ao Professor, Dr. Luís Amilton Foerster, que acompanhou e contribuiu para a escrita de trabalho.

Ao Parque Costa, que permitiu a entrada para as coletas e seu responsável Jose de Conto, que nos acompanhou.

A SANEPAR, com auxílio e apoio de César Augusto Marin, Charler Carneiro e toda a equipe da ETE Padilha Sul que facilitou e auxiliou na coleta do efluente e forneceu dados importantes das suas características físicas e químicas.

Aos colegas e amigos em Palotina, pela compreensão, força e incentivo.

Aos colegas dos laboratórios de Ecologia de Rios e Entomologia Médica e Veterinária da Universidade Federal do Paraná pela ajuda fundamental para a realização deste trabalho em campo e em laboratório.

À Ana Carolina D. Bueno e ao Marlon Castro Vasconcelos, pelas incansáveis discussões e troca de emails.

À Ana Tereza Bittencourt Guimarães, pelos ensinamentos de estatística que duram já mais de 10 anos e por me fazer observar além do que os olhos conseguem ver.

À minha aluna, Samaila, por toda a colaboração durante os últimos dois anos.

Aos meus pais, Antonio e Marlene, irmãos, Tatiane, Ana Paula e Reinaldo, pelo amor, força e confiança em mim depositada. Aos meus sobrinhos que arrancam sorrisos. À Ana Paula e ao Fabiano, que sempre me escutaram e ajudaram em qualquer situação.

Ao Cristiano, por me escutar e me abraçar quando eu preciso, falar as verdades quando devem ser esclarecidas, mesmo sendo doloridas, e me entender em todas essas horas.

À Edinalva, Aninha, Thais, Jonas, Viviane, Nils, Pieter, Fábio, Juju, Célio, Crys, Tiago, Marcel e tantos outros que sempre me deram força das mais diversas formas.

Aos amigos que chegaram e aos que foram, por fazerem parte desses anos tão importantes. Aos que sempre estarão no meu coração.

E a todos aqueles que por uma palavra de conforto, uma risada, consciente ou inconscientemente contribuíram para a realização desse trabalho e conclusão desse período tão especial da minha vida. Muito obrigada a todos vocês!!!



## Sumário

---

<b>Lista de Tabelas</b> .....	x
<b>Lista de Figuras</b> .....	xii
<b>Resumo</b> .....	xiv
<b>Abstract</b> .....	xvi

## Considerações gerais

Macroinvertebrados dulcícolas como bioindicadores.....	1
Chironomidae e sua importância no monitoramento ambiental.....	4
Inseticidas e efluentes no Brasil.....	7
Bioensaios.....	8
Referências.....	10

<b>Objetivos Gerais</b> .....	17
-------------------------------	----

## Capítulo 1

Macroinvertebrados em lagos artificiais com diferentes características ambientais e adjacentes ao rio Iguaçu .....	18
Introdução.....	18
Metodologia .....	21
<i>Área de estudo</i> .....	21
<i>Coleta de dados</i> .....	22
<i>Análise física e química da água</i> .....	25
<i>Macroinvertebrados</i> .....	25
<i>Características morfométricas das cavas</i> .....	26
<i>Análise de dados</i> .....	26
Resultados.....	27
Discussão .....	39

Conclusão.....	42
Referências .....	42

## Capítulo 2

Uso de <i>Chironomus xanthus</i> Remel1939 (Chironomidae, Diptera) criados em massa para avaliação da toxicidade aguda de inseticidas químicos e efluentes domésticos .....	49
---	----

Introdução.....	49
Metodologia .....	52
<i>Criação em massa</i> .....	52
<i>Delineamento experimental</i> .....	53
<i>Avaliação e análise de dados</i> .....	55
Resultados e Discussão .....	56
<i>Criação</i> .....	56
<i>Alfa-cipermetrina</i> .....	57
<i>Malation</i> .....	59
<i>Efluentes</i> .....	62
Conclusão.....	65
Referências .....	66

<b>Considerações Finais</b> .....	72
-----------------------------------	----

## Anexo 1

Pontos de coleta na planície de inundação do Rio Iguaçu. Pontos PT1 até PT12 pertencem à área do Parque Costa, Umbará, Curitiba-PR. Pontos PT13 a PT15 são antigos meandros do Rio Iguaçu bairro Umbará, Curitiba-PR. ....	74
--	----

## Anexo 2

Protocolo de criação e manutenção de colônia de <i>Chironomus xanthus</i> Rempel, 1939 em condições laboratoriais. ....	76
---	----

# Lista de Tabelas

---

## Capítulo 1

Tabela 1 – Características descritivas dos 15 pontos amostrais em estudo da macrofauna de invertebrados nas imediações do alto rio Iguaçu. ....	23
Tabela 2 – Parâmetros físicos e químicos da água e os valores médios em 15 lagoas amostradas nas imediações do Alto rio Iguaçu em julho/2009. ....	29
Tabela 3 – Variáveis qualitativas de vegetação ciliar (VR), de macrófitas (MF) e índice de desenvolvimento de margem (Ds) consideradas na caracterização das 15 lagoas amostradas em estudo de invertebrados de macrófitas nas imediações do Alto rio Iguaçu. ....	30
Tabela 4 – Frequência total observada (FO) da entomofauna nas 15 lagoas amostradas em estudo nas imediações do alto rio Iguaçu. ....	32
Tabela 5 – Frequência total observada (FO) dos macroinvertebrados exceto insetos nas 15 lagoas amostradas em estudo da macrofauna de invertebrados nas imediações do alto rio Iguaçu. ....	33
Tabela 6 – Atributos da macrofauna amostrada nas 15 lagoas em estudo nas imediações do alto rio Iguaçu, onde S = riqueza taxonômica; N = Abundância total; Dm = dominância; d = índice de riqueza de Margalef, e J' = equitabilidade. ....	35
Tabela 7 – Estatística descritiva para os índices ecológicos de macroinvertebrados amostrados nas 15 lagoas em estudo nas imediações do alto rio Iguaçu. ....	36
Tabela 8 – Resultados de Mínimos Quadrados Parciais (PLS) para os atributos da comunidade das 15 lagoas amostradas nas imediações do Alto rio Iguaçu que mais explicaram a equitabilidade (J') e abundância dos taxa (Chironomidae, Oligochaeta e Ostracoda). ....	36

## Artigo 2

Tabela 1 – Frequência relativa percentual média da mortalidade de <i>Chironomus xanthus</i> em testes agudos em laboratório com leituras de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs usando alfa-cipermetrina. ....	57
Tabela 2 – Frequência relativa percentual média da mortalidade de <i>Chironomus xanthus</i> em testes agudos em laboratório com leituras de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs usando malation. ....	60
Tabela 3 - Características químicas do esgoto bruto da ETE Padilha Sul, dados do dia da coleta e média de um ano, usados para os ensaios com <i>C. xanthus</i> em laboratório. ....	63
Tabela 4 – Frequência relativa percentual média da mortalidade de <i>Chironomus xanthus</i> em testes agudos com efluente. ....	64

## Lista de Figuras

---

### Artigo 1

Figura 1 – Área de estudo, em destaque para as 15 lagoas marginais ao rio Iguaçu amostradas nas imediações do município de Curitiba. ....	22
Figura 2 – Representação gráfica das médias mensais de precipitação registradas de janeiro de 2000 até novembro de 2008 e acrescido de dados do ano da obtenção de amostras (2009), Estação Alto Iguaçu, Curitiba, PR. Dados fornecidos pelo SIMEPAR, 2009. ....	24
Figura 3 – Escalonamento multidimensional em relação às variáveis químicas das 15 lagoas amostradas em estudo da macrofauna de invertebrados nas imediações do alto rio Iguaçu.. ....	28
Figura 4 – Macroinvertebrados com abundância maior que 5% de ocorrência e em mais de três pontos amostrais nas 15 lagoas amostradas em estudo da macrofauna de invertebrados nas imediações do alto rio Iguaçu. ....	34
Figura 5 – Análise Mínimos Quadrados Parciais (PLS) indicando o peso das variáveis ambientais observadas sobre os componentes 1 e 2 e duas relações com a equitabilidade de macroinvertebrados encontrada. ....	37
Figura 6 – Análise PLS indicando peso das variáveis observadas nos componentes 1 e 2 e a relação dessa com a dominância de Chironomidae. ....	38
Figura 7 – Análise PLS indicando peso das variáveis observadas nos componentes 1 e 2 e a relação dessa com a dominância de Oligochaeta. ....	38
Figura 8 – Análise PLS indicando peso das variáveis observadas nos componentes 1 e 2 e a relação dessa com a dominância de Ostracoda. ....	39

### Artigo 2

Figura 1 – Esquema de delineamento experimental para bioensaios com larvas de <i>Chironomus xanthus</i> . C <sub>0</sub> =controle; C <sub>1</sub> =concentração mais baixa usada até C <sub>n</sub> =maior concentração usada. ....	54
Figura 2 - Taxa de mortalidade de <i>Chironomus xanthus</i> em relação ao tempo de bioensaios em laboratório com leituras de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs e concentrações de alfa-cipermetrina. ....	58
Figura 3 - Curva de mortalidade e intervalo de confiança das concentrações	

letais de alfa-cipermetrina (CL50, CL90 e CL99) para <i>Chironomus xanthus</i> estimadas nos tempos de avaliação de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs. ....	59
Figura 4 - Taxa de mortalidade de <i>Chironomus xanthus</i> em relação ao tempo de bioensaios em laboratório com leituras de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs e concentrações de malation. ....	60
Figura 5 - Curva de mortalidade e intervalo de confiança das concentrações letais de malation (CL50, CL90 e CL99) para <i>Chironomus xanthus</i> estimadas nos tempos de avaliação de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs. ....	62

## Resumo

Alterações ambientais podem ser detectadas a partir do uso de índices biológicos e saprobióticos, porém estes podem não expressar as reais condições encontradas no campo ou outros fatores responsáveis por alterações na comunidade aquática. O estudo da estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados auxilia na determinação da integridade do ambiente, uma vez que, em situações onde as condições ambientais estejam alteradas, os macroinvertebrados respondem com o aparecimento de espécies dominantes e alteração das proporções dos grupos presentes. Além do uso de índices biológicos é possível ainda avaliar as condições ambientais a partir da observação de alterações biológicas e da mortalidade de organismos bioindicadores quando expostos a xenobióticos. A literatura aponta citações indicando que algumas espécies de Chironomidae, com ênfase ao gênero *Chironomus*, são consideradas boas indicadoras do grau de integridade do ambiente, uma vez que suportam amplas escalas de variação nas características do ambiente. Além disso, este interesse é associado também ao fato de algumas espécies desta família serem consideradas pragas em cultivos de arroz ou em atividades de lazer, necessitando ocasionalmente de controle da população através do uso de praguicidas. O Brasil é um grande consumidor de praguicidas, especialmente na agricultura e controle de vetores de doenças. Efluentes urbanos podem também causar danos alterando condições físicas e químicas da água, afetando direta ou indiretamente toda a comunidade. Este trabalho realizou o levantamento de macroinvertebrados com o intuito de determinar, entre características químicas e físicas da água e características físicas do entorno de ambientes lênticos, quais fatores contribuem para determinação da estrutura e composição de macroinvertebrados. Objetivou-se ainda determinar se, dentre um dos grupos mais abundantes da macrofauna dulcícola, a família Chironomidae, era possível determinar uma espécie como bioindicadora a diferentes xenobióticos. A fauna de macroinvertebrados dulcícolas foi amostrada às margens do rio Iguaçu, região do Alto Iguaçu, em 15 lagoas com diferentes características quanto a presença de macrófitas, vegetação do entorno, perímetros, índice de desenvolvimento de margem e grau de influência do rio Iguaçu. As lagoas amostradas mostraram-se diferentes em relação às características químicas da água e esse foi o fator que apresentou maior influência sobre a equitabilidade e dominância da comunidade de macroinvertebrados, ressaltando a importância do oxigênio dissolvido, carbono orgânico dissolvido e ortofosfato, nutrientes estes que estão diretamente relacionados com ao estado trófico do ambiente e produtividade primária de plantas aquáticas. Dentre a fauna de macroinvertebrados, os grupos dominantes foram Oligocheta, Ostracoda e Chironomidae, este último já citado como sendo de interesse para o monitoramento ambiental. Na região onde os macroinvertebrados foram coletados, foram obtidas massas ovígeras de Chironomidae e levadas ao Laboratório de Ecologia de Rios e ao Laboratório de Entomologia Médica e Veterinária onde foram identificadas como pertencentes à espécie *Chironomus xanthus* Rempel, 1939 e mantidas sob condições controladas de temperatura ( $25\pm 2^{\circ}\text{C}$ ) e fotoperíodo (12hs claro e 12hs escuro) e gerado um protocolo para

sua criação. Com a estabilização da colônia, a espécie foi testada quanto ao seu uso como bioindicadora para dois inseticidas, alfa-cipermetrina e malation, e esgoto bruto (efluente urbano sem qualquer tratamento químico) a partir de ensaios agudos com duração máxima de 96hs e confirmação com três réplicas por concentração, sendo testadas ao total 120 larvas por concentração. Com base na mortalidade registrada foram obtidos as concentrações letais (CL50, CL90 e CL99) de cada um dos três xenobióticos. *Chironomus xanthus* apresentou sensibilidade à presença dos dois inseticidas testados. Porém o mesmo resultado não ocorreu para esgoto bruto, sendo esta espécie considerada tolerante para tal produto, uma vez que suporta baixas taxas de oxigênio dissolvido e altas taxas de matéria orgânica, inclusive auxiliando na depuração do ambiente. Os resultados sugerem que é possível e relevante o uso de *C. xanthus* criados em laboratório como organismo avaliador de toxicidade de inseticidas em ensaios agudos, reduzindo tempo na obtenção destas respostas.

Palavras chave: Lântico, Chironomidae, xenobiótico, toxicidade aguda.



## Abstract

Environmental changes can be detected with the use of biological and saprobiotic indices, but these might not express the actual conditions encountered in the field or other factors responsible for changes in the aquatic community. The study of the structure and composition of the macroinvertebrate community helps determine the integrity of the environment, given that in situations in which environmental conditions are changed, macroinvertebrates respond with the appearance of dominant species and change of proportion of the groups present. Apart from the use of biological indices, it is also possible to evaluate environmental conditions from the observation of biological changes and the mortality of bioindicator organisms when exposed to xenobiotics. Studies indicate that some species of Chironomidae, mainly the genus *Chironomus*, are considered good indicators of the degree of environmental integrity as they can endure large-scale changes in environment characteristics. Moreover, some species of that family are considered pests to rice crops or leisure activities and require occasional population control through the use of pesticides. Brazil is a major consumer of pesticides, especially in agriculture and in the control of disease vectors. Urban effluents may also cause damage by changing the physical and chemical conditions of water while directly or indirectly affecting the entire community. This study conducted a survey of macroinvertebrates in order to determine - among the physical and chemical characteristics of water and the physical characteristics of lentic environments - which factors contribute to determine the structure and composition of macroinvertebrates. It also aimed to determine a bioindicator species for different xenobiotics within one of the most abundant groups of freshwater macroinvertebrates, the Chironomidae. Macroinvertebrate community samples were taken from the margins of the Iguaçu River, Alto Iguaçu region, in 15 lakes with different characteristics regarding the presence of macrophytes, marginal vegetation, perimeters, margin development index and level of influence of the Iguaçu River. The lakes sampled were different in relation to the chemical characteristics of water and this was the factor that showed the greatest influence over the equitability and dominance of the macroinvertebrate community, which emphasized the importance of dissolved oxygen, dissolved organic carbon and ortho-phosphate, which are nutrients directly related to the trophic state of the environment and primary productivity of aquatic plants. Within macroinvertebrates, the dominant groups were Oligochaeta, Ostracoda and Chironomidae, the latter has been pointed out as being of interest for environmental monitoring. In the region where macroinvertebrates were collected from, Chironomidae egg masses were obtained and taken to the Laboratory of River Ecology and Laboratory of Medical and Veterinary Entomology (*Laboratório de Ecologia de Rios e Laboratório de Entomologia Médica e Veterinária*) where they were identified as *Chironomus xanthus* Rempel, 1939, kept under controlled conditions of temperature ( $25\pm 2^{\circ}\text{C}$ ) and photoperiod (12h light and 12h darkness) and a protocol was generated for their culture. With the stabilization of the colony, the species was tested regarding its use as a bioindicator for two insecticides, alpha-cypermethrin and malathion, as well as for raw sewage (urban effluent without any chemical treatment). Acute

tests were conducted with a maximum duration of 96h and confirmed with three replicates per concentration with a total of 120 larvae being tested per concentration. Based on the mortality recorded, the lethal concentrations (LC50, LC90 and LC99) of each of the three xenobiotics were obtained. *Chironomus xanthus* showed sensitivity to the presence of the two insecticides tested. However, the same result did not occur for raw sewage, product to which this species was considered tolerant, since it supports low levels of dissolved oxygen and high levels of organic matter while also helping the environment depuration. The results suggest that the use of *C. xanthus* created in laboratory is possible and relevant as an evaluating organism for verifying insecticides' toxicity in acute tests, reducing the time for obtaining such responses.

Key words: Lentic, Chironomidae, xenobiotics, acute toxicity.

## Considerações gerais

---

### Macroinvertebrados dulcícolas como bioindicadores

Muitas espécies de macroinvertebrados têm sido utilizadas como bioindicadoras de poluição. Sua grande diversidade taxonômica e seus diferentes graus de tolerância à poluição tem possibilitado seu amplo uso na avaliação ambiental desde meados do século XX (Rosenberg & Resh, 1993). O biomonitoramento com macroinvertebrados pode ser realizado em diferentes escalas, tais como em ecossistemas - usando de escalas espaciais e temporais adequadas, comunidades, populações, indivíduos, assim como em avaliações bioquímicas e fisiológicas (Merrit & Cummins, 1996). As avaliações em cada um destes níveis de escala adequam-se a um tipo de pergunta, sendo específicas a cada situação. Analisando o ecossistema ou comunidades é possível determinar se há alteração no ambiente e, fazendo uso correto do método é possível determinar o efeito das ações do entorno sobre esse ambiente (Bonada *et al.*, 2006; Baptista, 2008). Contudo, ressalta-se que apenas trabalhando com grupos específicos de organismos é possível avaliar o quanto um determinado fator está de fato afetando a fauna e ou flora (Hyne & Maher, 2003).

Diversas agências ambientais (EPA, 1990; IAP, 2002; CETESB, 2003) realizam monitoramentos de ambientes dulcícolas através do acompanhamento da composição e estrutura da taxocenose de macroinvertebrados. Alguns dos índices desenvolvidos usam da frequência de grupos específicos, que representam táxons bastante sensíveis ou bastante tolerantes em relação às condições do ambiente. Entre tais índices podem ser citados os mais utilizados: BMWP' (Biological Monitoring Work Party System), que considera a tolerância de macroinvertebrados à presença de matéria orgânica; EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), que considera a proporção destes táxons em relação a outros macroinvertebrados ou na comparação destes com outro táxon específico (Silveira, 2004) e o uso de

Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera e Diptera o qual é reconhecido na avaliação toxicológica de ambientes dulcícolas (Reish, 2005).

Muitos trabalhos têm proposto a verificação do grau de integridade do ambiente com base em índices biológicos (Rosenberg & Resh, 1993; EPA, 2011), porém nem sempre estes algoritmos têm se mostrado eficazes na verificação da qualidade da água não expressando as reais condições encontradas no campo (Alakananda *et al.*, 2011). Embora o uso de comunidades bênticas possa indicar condições ambientais, estudos dessa natureza não distinguem entre a qualidade da água e a qualidade do ambiente (Stuijzand *et al.*, 1999).

Nebeker & Lemker (1968) mostraram a sensibilidade de 12 espécies de insetos aquáticos a diferentes temperaturas da água, sendo que esta pode ser alterada por efeitos de poluição de efluentes. Jacob *et al.* (1984) demonstraram através de CL50 (concentração letal que mata 50% da amostra) a sensibilidade de diferentes espécies para oxigênio dissolvido e temperatura. Kazanci & Dügel (2010) relatam respostas para metais pesados em diferentes espécies, mostrando que um composto não afeta necessariamente todas as espécies no ambiente.

Bonada *et al.* (2006) levantam alguns critérios como instrumentos para um biomonitoramento “ideal”. Segundo esses autores é preciso levar em consideração se o monitoramento possui potencial para acessar funções ecológicas e para detectar os diferentes tipos de impactos humanos. Além disso, deve apresentar potencial de aplicabilidade em grande escala, ser preciso ao indicar alterações antropogênicas totais e de diferentes tipos e informar o grau de impacto observado.

As estratégias atuais de um sistema de biomonitoramento mesclam metodologias para a análise das reais condições da fauna. Atualmente, destaca-se a importância da observação da sensibilidade de alguns organismos a determinados poluentes, que pode ser detectada por alterações morfológicas ocasionadas quando tais indivíduos são expostos a essas substâncias. MacDonald & Taylor (2006) demonstraram que tais alterações podem ser observadas em larvas de Chironomidae (Diptera) com mudanças de simetria no aparelho bucal, em especial no mentum com falta ou malformação

de um ou mais dentes, além de segmentos das antenas uma vez que tenham sido expostos a estresse ou poluição de diferentes naturezas como metais pesados, radioatividade, organofosforados, organoclorados, pesticidas e outros xenobióticos.

A partir da observação de um padrão de diferenciação morfológica na anatomia dos organismos pode-se considerar a presença de poluentes e quanto estes exercem efeito sobre determinada população (MacDonald & Taylor, 2006). Um meio de detectar alterações provocadas por estresse ambiental em organismos que ocupam uma região é a utilização de biomarcadores e bioensaios que, quando utilizados em conjunto, podem ser bons indicadores na avaliação do efeito da exposição a uma substância tóxica (Reish, 2005). O uso de ensaios laboratoriais vem se mostrando eficaz na observação de deformidades ocasionadas por xenobióticos como metais pesados, pesticidas e poluentes orgânicos (Meregalli *et al.*, 2000) e em geral, o uso dessas técnicas pode apresentar custo relativamente baixo de implantação, possibilitam a leitura de resposta linear e respondem a impacto humano específico (Bonada *et al.* 2006), principalmente sob condições controladas, como em laboratórios.

Sob esta ótica de bioindicadores, alguns macroinvertebrados têm sido estudados como meio de avaliar o estresse ambiental, como é o caso de Hydropsichidae (Trichoptera) que tem seu padrão de rede de captura de alimento alterado na presença de diferentes organofosforados, metais pesados e resíduos químicos, impossibilitando-os ao forrageio (Carlson, 1966; Lena *et al.*, 1983; Evans *et al.* 2006). Embora isso seja um fato, a retirada da estrutura das redes de captura desses organismos deve ser realizada minuciosamente para que haja a percepção dessa característica e, considerando sua fragilidade, esta forma de monitoramento torna-se pouco prática.

Conhecer a fauna de um ambiente é o início do processo para se determinar o seu grau de integridade abiótica e biótica. A estrutura e composição da fauna fornecem complementos para se determinar a integridade, uma vez que em situações de desequilíbrio ambiental há o aparecimento de espécies dominantes e alteração de proporções dos diferentes grupos dentro da comunidade (Silveira, 2004). Já a composição da

comunidade responde com a presença de espécies sensíveis, ou ausência destas, combinada à alta densidade de espécies tolerantes. Desta forma, conhecer adequadamente a fauna auxilia na determinação de quais espécies podem contribuir para compreensão do estado de alteração dos ambientes (Cleto Filho & Walker, 2001).

### **Chironomidae e sua importância no monitoramento ambiental**

As larvas de Chironomidae vêm sendo estudadas por um número crescente de pesquisadores nos últimos anos como cita Roque *et al.* (2004) e Trivinho-Strixino (2011) e estudos demonstram o uso de algumas espécies de Chironomidae como organismos bioindicadores (Rae, 1989; Al-Shami *et al.*, 2010 a; Morais *et al.*, 2010). Dentre as vantagens de usar essas espécies destaca-se a tolerância às flutuações do meio, podendo ser encontrados em ambientes com alto grau de comprometimento, como ambientes ricos em matéria orgânica (Al-Shami *et al.*, 2010b). A presença de hemoglobina em algumas espécies deste grupo e a capacidade de aumentar a ventilação com movimentação de todo o corpo os tornam capazes de suportar quantidades muito baixas de oxigênio dissolvido (OD) (Armitage *et al.*, 1995).

A frequência de Chironomidae, como um grupo tolerante a condições ambientais alteradas, muitas vezes é comparada a frequência de famílias ou ordens sensíveis, como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (Resh, 1994; Silveira, 2004). Em ambientes mais degradados espera-se que a densidade de quironomídeos seja mais elevada, como observado em um estudo sobre a fauna de Chironomidae (Callisto & Esteves, 1998).

Os Chironomidae compreendem um grupo de dípteros nematóceros. Seu ciclo de vida (que pode durar de poucos dias até anos) ocorre quase todo dentro d'água, iniciando-se na deposição de massas ovígeras aquáticas (próximo à vegetação marginal ou depósito de folhas). Em seguida passa ao estágio larval, que apresenta quatro ínstares encontrados no sedimento e na vegetação aquática, o que demonstra sua plasticidade adaptativa a diferentes ambientes (Trivinho-Strixino & Strixino, 1999), podendo ser classificados como coletores, predadores, raspadores, fragmentadores (Merrit & Cummins, 1996).

A pupa, também aquática, em poucos dias resulta em adultos que são alados e vivem poucos dias ou semanas, sendo que apenas algumas espécies se alimentam nessa fase, podendo consumir seiva açucarada de plantas (Trivinho-Strixino & Strixino 1995, 1999). Trivinho-Strixino & Strixino (1995) consideraram ainda que fatores climáticos e disponibilidade de alimento podem determinar o período do ciclo de vida (variando entre as espécies, de 10 a 30 dias no Brasil).

Há uma grande dificuldade ao se trabalhar com a identificação desse grupo ao nível de gênero e espécie por abranger uma grande riqueza em ambientes tropicais e serem sempre bastante numerosos (Epler, 2001).

Dentro da família Chironomidae, cinco das onze subfamílias são registradas para o território brasileiro: Chironominae, Tanypodinae, Orthoclaadiinae, Podonominae e Telmatogetoninae. Estes táxons ocorrem no Brasil com mais de 350 gêneros e 1500 espécies estimadas (Trivinho-Strixino, 2011). Em 1995 Armitage *et al.* afirmaram que as comunidades de Chironomidae em rios tropicais eram ainda pouco conhecidas. Segundo a *World Wide Web Brazilian Chironomidae Home Page* (2012) 111 espécies foram descritas entre os anos 1996 e 2005, e 135 espécies foram descritas entre os anos 2006 e 2012, sendo 6 destas espécies brasileiras descritas em 2012.

Embora no Brasil estes grupos sejam conhecidos por seu uso no monitoramento ambiental, vários autores os descrevem como causas de problemas em plantações de arroz (Surakarn & Yano, 1995), alergias no homem causadas por adultos e elevação de sua densidade populacional próximo a ambientes aquáticos enriquecidos com matéria orgânica (Cranston, 1988; Ali, 1996). Contudo, Marques *et al.* (1999) afirmaram em seu estudo que Chironomidae apresenta resposta significativa ao enriquecimento orgânico e, portanto, ao aporte de efluentes residuais em corpos d'água.

A possibilidade de cultivo de algumas espécies de Chironomidae em laboratório vem se mostrando um estímulo ao uso destes em monitoramento, como bioindicadores ambientais. A criação em laboratório apresenta particular vantagem, já que a utilização de organismos coletados no ambiente nem

sempre é confiável quanto à saúde desses organismos, com possível prévia exposição a diferentes compostos (Landis & Yu, 2005).

Segundo divulgações informais realizadas na *World Wide Web* por inúmeros pesquisadores (The Chironomidae Home Page, 2012) não há registro de culturas estabelecidas no Brasil. Porém alguns autores vêm publicando dados a respeito de criações com diferentes espécies (Fonseca & Rocha, 2004; Corbi & Trivinho-Strixino, 2006), além da criação massal já ter sido incorporado no protocolo de monitoramento da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, ligada à Secretaria do Meio Ambiente do governo do estado de São Paulo (CETESB).

O gênero *Chironomus* vem sendo muito usado como ferramenta de avaliação toxicológica em bioensaios e seu uso está inserido nas avaliações de diversos produtos feitos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2006; WHO, 2003; 2009, 2012). Armitage *et al.* (1995) listam gêneros e espécies que se mostraram sensíveis a diversas substâncias, como metais pesados, inseticidas e outros xenobióticos. Testes de toxicidade realizados em microcosmo, mesocosmo e ambientes naturais são comuns (Ali, 1981; Lydy *et al.*, 1990; Liber *et al.*, 1998; Stevens, 2003), podendo ser delineados como testes crônicos (dias, meses, anos) ou agudos (24 até 96h) (Landis & Yu, 2005).

Testes agudos com larvas de diferentes espécies de *Chironomus* spp. que avaliam principalmente as concentrações letais (CL<sub>50</sub> e CL<sub>90</sub>) e efetivas (CE, concentrações que causam efeitos, mas não necessariamente mortalidade) são realizados para produtos que potencialmente chegam a ambientes dulcícolas, embora não tenham como alvo os organismos que vivem nesses ambientes. Assim, são testados os efeitos de inseticidas de diversos graus de toxicidade, além de metais pesados (Michailova *et al.*, 1998, 2006; Goedkoop *et al.*, 2010).

Testes crônicos levam em consideração taxas de crescimento dos indivíduos, taxa de fecundidade, deformidades e concentrações que interferem na biologia do organismo (Hooper *et al.*, 2003; Goedkoop *et al.*, 2010; Meregalli *et al.*, 2000; Saether, 1979). O estudo com deformidades é bastante



divulgado dentro do gênero *Chironomus*, sendo já determinada a presença de alterações em peças bucais e antena, além da alteração de pigmentação da cápsula cefálica em espécies como *Chironomus cucini* Webb, 1969, *Chironomus thummi* Kieffer, 1911, *Chironomus decorus* Johannsen, 1905, *Chironomus tentans* Fabricius, 1805, *Chironomus anthracinus* Zetterstedt, 1860, *Chironomus plumosus* Linné, 1758, *Chironomus salinarius* Kieffer, 1915 e *Chironomus riparius* Meigen, 1804, como levantaram Rosenberg & Resh (1993).

### **Inseticidas e efluentes no Brasil**

O Brasil é o maior consumidor de praguicidas do mundo segundo dados da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2009). Dentre os inseticidas químicos mais usados encontram-se os piretróides. Esta classe de inseticidas apresenta baixa toxicidade a mamíferos e amplo espectro de ação sobre insetos, sendo considerada de baixo impacto ambiental, mesmo apresentando alta toxicidade sobre peixes e invertebrados aquáticos, especialmente crustáceos (WHO, 1993). Além dos piretróides, os organofosforados também são amplamente utilizados e apresentam diferentes graus de toxicidade a humanos e demais vertebrados, sendo a toxicidade para fauna e flora aquática já determinada para vários organismos, inclusive para algumas espécies de *Chironomus* (WHO, 2009). Tanto piretróides como organofosforados são usados no controle de pragas agrícolas, da pecuária e no controle sanitário de vetores da malária e dengue (Dorta *et al.*, 1993; EPA, 2000; Guillet *et al.*, 2001).

Dentre os piretróides mais utilizados, a alfa-cipermetrina é uma das quatro possíveis misturas isoméricas de Cipermetrina, apresentando vida média no solo de quatro semanas, sendo que sua degradação leva a produtos menos tóxicos. Soluções aquosas sofrem fotólise moderada, sendo a taxa de degradação dependente da intensidade solar. Apresenta solubilidade muito baixa (0,01-0,2 mg/L), apesar de se decompor rapidamente em pH neutro e temperatura próxima a 25°C, com meia vida de aproximadamente 50 dias.

O malation é um dos organofosforados mais utilizados e possui toxicidade aguda relativamente baixa para humanos e outros mamíferos, se comparada a outros organofosforados, uma vez que apresenta classificação toxicológica III, sendo considerado medianamente tóxico. Contudo, é considerado muito perigoso ao meio ambiente (Classe II), sendo altamente tóxico para organismos aquáticos (Malathion UL Cheminova Comerc, 2007). A intoxicação pode ocorrer por contato oral, dérmico ou ainda por inalação a partir de sub metabolização que forma malaoxona (Wolfe *et al.*, 1977). A meia-vida no ambiente dulcícola varia com temperatura e pH, podendo ser de menos de 12 horas (pH 9, 25°C), 6 dias (pH 7, 25°C), até 106 dias (pH 5, 25°C) (Durkin, 2008).

O despejo de efluentes de esgoto doméstico e industriais também afeta a biota presente em ambientes aquáticos, promovendo efeitos resultantes da ação de um *pool* de substâncias, sejam elas orgânicas ou inorgânicas. Nos sedimentos esses compostos são progressivamente depositados e acumulados, muitas vezes encontrando-se biodisponíveis (Giesy & Hoke, 1991).

Para avaliar os efeitos desse tipo de contaminação podem ser mensuradas características químicas e físicas da água (APHA 2005). A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é usada como critério para determinação de substâncias biodegradáveis não tóxicas, que pode ser sustentada com auxílio de outras análises como oxigênio dissolvido, fósforo e nitrogênio total (Young, 2005). Além da avaliação química da qualidade da água, Cuffney *et al.* (2010) afirmaram que os invertebrados aquáticos sofrem e respondem significativamente, porém de forma diferenciada dentro de cada grupo, aos vários graus de poluição urbana.

## **Bioensaios**

Ao se escolher como objeto de estudo um organismo para ensaio em laboratório deve se levar em consideração: a disponibilidade (cultivo ou manutenção dos organismos em condições controladas), sensibilidade (que pode variar em uma mesma substância para diferentes organismos),

reprodutibilidade (padronização das condições teste) e praticabilidade (com menor gasto de tempo possível para monitoramento, por exemplo) (Knie & Lopes, 2004; Landys & Yu, 2005).

Após escolher o organismo a ser usado como padrão nos bioensaios, deve-se levar em consideração qual a configuração que melhor quantifica ou qualifica os efeitos de um dado poluente. Para isso podem ser usados testes agudos (com efeitos imediatos, tempos de exposição de 24 a 96 horas e obtendo concentrações letais e semi-letais), teste de biomagnificação (ou bioacumulação – absorção de substâncias em tecidos ou órgãos - necessitando de equipamentos mais sofisticados) e crônicos (observando alterações em indivíduos - mutações teratogênicas ou mutagênicas; taxas de crescimento, fecundidade, oviposição, frequência relacionada ao sexo). Esse último pode mostrar resultados somente após algumas gerações (Knie & Lopes, 2004; Barile, 2008).

Com a determinação de organismos sensíveis e tolerantes a estresses ambientais estes devem ser testados experimentalmente, em uma tentativa de avaliar se são capazes de responder a diferentes impactos. Uma vez que se tenha essa garantia, e a definição de serem bioindicadores ambientais, tais organismos podem ser usados para monitorar ecossistemas trazendo respostas rápidas que facilitem a tomada de decisões quanto ao manejo necessário desses ambientes.

O **artigo 1** deste trabalho apresenta um levantamento da fauna de macroinvertebrados de ambientes dulcícolas com diferentes características e interferências antrópicas, determinando quais fatores interferem na estrutura e composição da comunidade.

No **artigo 2** apresentam-se dados de *Chironomus xanthus* mantidos sob condições laboratoriais para criação massal com resultados de ensaios agudos realizados para três xenobióticos, dois deles pesticidas de amplo uso no Brasil e o terceiro sendo esgoto bruto, com a finalidade de avaliar sua sensibilidade ou tolerância do organismos, o que poderá classificá-la como espécie bioindicadora para ambientes para tais xenobióticos.

## Referências

- Alakananda, B.; Mahesh, M.K.; Supryia, G.; Boominathau, M.; Balachandran, C. & Ramachandra, T.V. 2011. Monitoring tropical urban wetlands through biotic indices. *Journal of Biodiversity*, 2(2): 91-106.
- Ali, A. 1981. Laboratory evaluation of organophosphate and new synthetic pyrethroid insecticides against pestiferous Chironomid midges of Central Florida. *Mosquito News*, 41(1): 157-161.
- Ali, A. 1996. A concise review of Chironomidae midges (Diptera: Chironomidae) as pests and their management. *Journal of Vector Ecology*, 21(2): 105-121.
- Al-Shami, S.A.; Rawi, C.S.M.; Ahmad, A.H. & Nor, S.A.M. 2010a. Distribution of Chironomidae (Insecta: Diptera) in polluted Rivers of the Juru River Basin, Penang, Malaysia. *Journal of Environmental Sciences*, 22(11): 1718-1727.
- Al-Shami, S.A.; Rawi, SC.S.M.; Nor, S.A.M.; Ahmad, A.H. & Ali, A. 2010b. Morphological deformities in *Chironomus* spp. (Diptera: Chironomidae) larvae as a tool for impact Assessmet of anthropogenic and environmental stresses on three Rivers in the Juru River System, Penang, Malaysia. *Environmental Entomology*, 39(1): 210-222.
- ANVISA. Reavaliação de agrotóxicos: 10 anos de proteção a população. 2009. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/divulga/noticias/2009/020409.htm>. Acesso em: 14/04/2012.
- APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for examination of water and waste water*. American Public Health Association, Washington D.C. 21<sup>st</sup> ed. 2005.
- Armintage, P.D.; Cranston, P.S. & Pinder, L.C.V. 1995. *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*. London: Chapman & Hall. 572p.
- Baptista, D.F., 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3): 425-441.
- Barile, F.A. 2008. *Principles of toxicology testing*. CRC Press, Boca Raton, USA. 338p.
- Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V.H. & Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review Entomology*, 51: 495-523.

- Brazilian Chironomidae Home Page (2012). Disponível em: <https://sites.google.com/site/brazilianchironomids/> (10/03/2012).
- Callisto, M. & Esteves, F.A. 1998. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineralção de bauxita. pp. 299-309. *In* Nessimian J.L. & A.L. Carvalho (Eds). *Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis*, vol V. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.
- Carlson, C. A. 1966. Effects of three organophosphorus insecticides on immature hexagenia and Hydropsyche of the upper Mississippi River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 95(1): 1-5.
- CETESB. 2003. Companhia de saneamento do estado de São Paulo. Determinação de bentos de água doce – macroinvertebrados: métodos qualitativo e quantitativo.
- Cleto Filho, S.E.N. & Walker, I. 2001. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé na cidade de Manaus/AM – Amazônia Central. *Acta Amazônica*, 31(1): 68-89.
- Corbi, J. J. & Trivinho-Strixino, S. 2006. Ciclo de vida de duas espécies de *Goeldichironomus* (Diptera, Chironomidae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 50(1): 72-75.
- Cranston, P.S. 1988. Allergens of non-biting midges (Diptera: Chironomidae): A systematic survey of chironomid haemoglobins. *Medical and Veterinay Entomology*, 2: 117-127.
- Cuffney, T. F., Brightbill, R. A.; May, J. T. & Waite, I.R. 2010. Responses of benthic macroinvertebrates to environmental changes associated with urbanization in nine metropolitan areas. *Ecological Applications*, 20(5): 1384-1401.
- Dorta, D. M.; Vasuki,V., Rajavel, A. 1993. Evalutation of organophosphorus and synthetic pyrethroid insecticides against six vector mosquito species. *Revista de Saúde Pública*, 27 (6): 391-397.
- Durkin, P.R. 2008. *Malathion: Human health and ecological risk assessment*. Final report submitted to Paul Mistretta, PCR, USDA/Forest service, Suthern region, Atlanta Georgia. SERA TR 052-02-02c, p.325.

- EPA – Environmental Protection Agency. 1990. *Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters*. Office of Research and Development Washington DC 20460.
- EPA – Environmental Protection Agency. 2000. *Synthetic pyrethroid for mosquito control*. Prevention, Pesticides and Toxic substances (7506C).
- EPA – Environmental Protection Agency. 2011. *A primer on using biological assessments to support water quality management*. U.S. Environmental Protection Agency Office of Science and Technology Office of Water, Washington, DC (EPA 810-R-11-01).
- Epler, J.H. 2001. *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida*. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River Water Management District, Palatka, FL. 526 pp.
- Evans, R.D.; Balch, G. C; Evans, H. E. & Welbourn, P. M. 2006. Uptake and Elimination of Lead, Zinc, and Copper by Caddisfly Larvae (Trichoptera: Hydropsychidae) Using Stable Isotope Tracers. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 51: 35–42.
- FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations 2006. Specification and evaluations for agriculture pesticides. Alpha-cypermethrin.
- Fonseca, A. L. & Rocha, O. 2004. Laboratory cultures of the native species *Chironomus xanthus* Rempel, 1939 (Diptera-Chironomidae). *Acta Limnologica Brasiliense*, 16(2): 153-161.
- Giesy, J. P. & Hoke, R. A. 1991. Bioassessment of the toxicity of freshwater sediment. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 24: 2313-2321.
- Goedkoop, W.; Spann, N. & Akerblom, N. 2010. Sublethal and sex-specific cypermethrin in toxicity tests with the midge *Chironomus riparius* Meigen. *Ecotoxicology*, 19: 1201-1208.
- Guillet, P.; Guessan, R. N.; Darriet, F.; Traore-Lamiziana, M.; Chandre, F. & Carnevale, P. 2001. Combined pyrethroid and carbamate 'two-in-one' treated mosquito nets: field efficacy against pyrethroid-resistant *Anopheles*

- gambie and *Culex quinquefasciatus*. *Medical and Veterinary Entomology*, 15: 105-112.
- Hooper, H. L; Sibly, R.M.; Maund, S.J. & Hutchinson, T.H. 2003. The joint of larval density and 14C-cypermethrin of the life history and population growth rate of the midge *Chironomus riparius*. *Journal of Applied Ecology*, 40: 1049-1059.
- Hyne, R.V. & Maher, W.A. 2003. Invertebrate biomarkers: links to toxicosis that predict population decline. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54: 366-374.
- IAP. 2002. Instituto Ambiental do Paraná. Avaliação da qualidade das águas de rios através da análise combinada de parâmetros físicos, químicos e biológicos em Unidade Conservação abrangidas pelo Programa Pro Atlântica: APA da Serra do Mar, APA de Guaratuba e Parque Estadual das Lauráceas. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos.
- Jacob, U.; Walther, H. & Klenke, R. 1984. Aquatic insect larvae as indicators of limiting minimal contents of dissolved oxygen – Part II. *Aquatic Insects*, 6 (3): 185-190.
- Kazanci, N & Dügel, M. 2010. Determination of influence of heavy metals on structure of benthic macroinvertebrate assemblages in low order Mediterranean streams by using canonical correspondence analysis. *Review of Hydrobiology*, 3(1): 13-26.
- Knie, J.L.W & Lopes, E.W.B. 2004. *Testes Toxicológicos: Métodos, técnicas e aplicações*. FATMA 289p.
- Landis, W.G. & Yu, M. 2005. *Introduction to environmental toxicology: impacts of chemicals upon ecological systems*. 3<sup>rd</sup> ed. pp.390.
- Lena B.-M. Petersen, Robert C. Petersen Jr. 1983 Anomalies in hydropsychid capture nets from polluted streams *Freshwater Biology*, 13(2): 185 – 191.
- Liber, K.; Schmude, K. L. & Rau, D. M. 1998. Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. israelensis to chironomids in pond mesocosms. *Ecotoxicology*, 7: 343-354.
- Lidy, M. J.; Bruner, K. A.; Fry, D. M.; & Fischer, S. W. 1990. *Effects of sediment and the Route Exposure on the toxicity and accumulation of neutral lipophilic and moderately Water-soluble metabolizable compounds in the*

- midges, Chironomus riparius*. Aquatic toxicology and Risk Assessment: thirteenth volume, ASTM STP 1096. Landir, W. G. & Van der Schalei, W. H., Eds. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 140-164.
- MacDonald, E. E. & Taylor, B. R. 2006 Incidence of mentum deformities in midge larvae (Diptera: Chironomidae) from Northern Nova Scotia, Canadá *Hydrobiologia*, 563: 277–287.
- Malathion UL Cheminova Comerc, 2007. Disponível em: < <http://globalbr.cheminova.com/download/Bulas/Bula%20-%20Malathion%20UL.pdf>>.
- Marques, M.G.S.M.; Ferreira, R.L.; Barbosa, F.A.R. 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das Lagoas Carioca e Da Barra, Parque Estadual Do Rio Doce, MG. *Revista Brasileira De Biologia*, 59: 203-210.
- Meregalli, G.; Vermeulen, A.C.V. & Ollevier, F. 2000. The use of Chironomid deformation in an *in Situ* test for sediment toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 47: 231-238.
- Merrit, R.W. & Cummins, K.W. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 3º ed., Dabuqye Iowa: Kendall/ Hunt Publishing Company. 862p.
- Morais, S.S.; Molozzi, J.; Viana, A.L.; Viana, T.H. & Callisto, M. 2010. Diversity of larvae of littoral Chironomidae (Diptera: Insecta) and their role as bioindicators in urban reservoirs of different trophic levels. *Brazilian Journal of Biology*, 70(4): 995-1004.
- Michailova, P.; Petrova, N.; Sella, G.; Ramella, L.; Bovero, S. 1998. Structural functional rearrangements in chromosome G in *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae) collected from a heavy metal-polluted area near Turin, Italy. *Environmental Pollution*, 103(1): 127–134.
- Michailova, P.; Petrova, N.; Ilkova, J.; Bovero, S.; Brunetti, S.; White, K.; Sella, G. 2006. Genotoxic effect of copper on salivary gland polytene chromosomes of *Chironomus riparius* Meigen 1804 (Diptera; Chironomidae). *Environmental Pollution*, 144(2): 647–654.



- Nebeker, a. V. & Lemke, a. E. 1968. Preliminary studies on the tolerance Of aquatic insects to heated waters. *Journal of Kansas Entomological Society*, 41(3): 413-418.
- Rae, J.G. 1989. Chironomid midges as indicator of organic pollution in the Scioto River Basin, Ohio. *Ohio Journal Science*, 89: 5-9.
- Reish, D.J. Toxicity. In Eaton, A.D.; Clesceri, L.S.; Rice, E.W & Greenberg, A.E.(Ed) *In: Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*. Baltimore: APHA/AWWA/WEF, 2005. p. 8 -1-8- 173.
- Resh, V.H. 1994. Variability, accuracy, and taxonomic costs of rapid assessment approaches in benthic macroinvertebrate biomonitoring. *Bolletino di zoologia*, 61(4): 375-383.
- Roque, F. O.; Trivinho-Strixino, S.; Jancso, M. & Fragoso, E. N. 2004 Records of Chironomidae larvae living on other aquatic animals in Brasil. *Revista Biota Neotropica*, 4(2): 1-9.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. 1993 *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall 488p.
- Saether, O. A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology*, 2: 65-74.
- Silveira, M. P. 2004. *Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios*. Embrapa Meio Ambiente. Documentos 36. 68p.
- Stevens, M. M. 2003. *Improving Bloodworm, Earthworm and Snail Control in Rice*; Rural Industries Research and Development Corp. (RIRDC). Publication nº 03/083; RIRDC: Kingston, ACT, Australia.
- Stuijzand, S.C; Engels, S.; van Ammelrooy, E. & Jonker, M. 1999. Caddisflies (Trichoptera: Hydropsychidae) used for evaluating water quality of large European Rivers. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 36: 186-192.
- Surakarn, R. & Yano, K. 1995. Chironomidae (Diptera) recorded from paddy fields of the world a review. *Acta Dipterologica*, 18: 1-20.
- The Chironomidae Home Page – The Place For Information On The. Disponível em: <<http://insects.ummz.lsa.umich.edu/~ethanbr/chiro/>> Acesso em: 12/03/2012.

- Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G. 1995 *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros*. São Carlos: PPG-ERN/UFSCar. 229 p.
- Trivinho-Strixino, S.; Strixino, G. 1999 Insetos dípteros: quironomídeos. In: Débora Ismael *et al.* (Org.). *Biodiversidade do Estado de São Paulo: Invertebrados de água doce*. São Paulo: FAPESP, v. 4, p. 141-148.
- Trivinho-Strixino, S. 2011. Chironomidae (Insecta, Diptera, Nematocera) do Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*. 11. Versão online completa:  
<<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/pt/abstract?inventory+bn0351101a> 2011>.
- Wolfe, N. L.; Zepp, R. G., Gordon, J.A., Baughman, G. L. & Cline, D. M. 1977. Kinetics of chemical degradation of Malathion in water. *Environmental Science and Technology*, 11(1): 88–93.
- WHO (World Health Organization) 1993. *Guía para la salud y la seguridad*. N° 22. Metepec. 29pp.
- WHO (World Health Organization) 2003. *Specifications and evaluations for public health pesticides - Malathion* WHO, Geneva. 75pp.
- WHO (World Health Organization) 2009. *Specifications and evaluations for public health pesticides – Alpha-Cypermethrin*. WHO, Geneva. 75pp.
- WHO (World Health Organization) 2012. *Specifications and evaluations for public health pesticides – Alpha-Cypermethrin*. WHO, Geneva. 75pp.
- Young, J. C. 2005. Biochemical Oxygen Demand (BOD). In: *Standard Methods for the examination of Water & Wastewater*. Baltimore: APHA/AWWA/WEF, p. 5-1-13.

## Objetivos Gerais

---

O objetivo geral desse trabalho foi realizar o levantamento da macrofauna associada a ambientes lênticos próximos ao rio Iguaçu e sua relação com as variáveis físicas e químicas da água desses ambientes.

Uma vez que essa fauna foi levantada, objetivou-se avaliar a espécie *Chironomus xanthus* a partir de criação em laboratório, testando-o como potencial organismo bioindicador para diferentes xenobióticos.

## **CAPÍTULO 1**

### **Macroinvertebrados em lagos artificiais com diferentes características ambientais e adjacentes ao rio Iguaçu \***

---

**\*Capítulo submetido como artigo para publicação à Biota Neotropica.**

#### **Introdução**

Ecossistemas dulcícolas são caracterizados por ambientes lênticos e lóticos, que diferem basicamente em relação ao seu fluxo e tempo de residência da água. Em ambiente lênticos o tempo de residência da água pode ser de mais de 10 anos, tornando-se um ambiente propício à acumulação de

nutrientes (Esteves 1998). Lagos e lagoas podem ser classificadas por sua produtividade primária, que está relacionada com a profundidade destes ambientes e a presença de nutrientes.

A partir da caracterização de nutrientes é possível determinar a trofia do ambiente (Odum 2001) e vários trabalhos utilizam das concentrações de fósforo e nitrogênio disponíveis (Bezerra-Neto & Pinto-Coelho 2002, Dodds 2003, Meyer *et al.* 2012), uma vez que são nutrientes limitantes e importantes para nutrição de vegetais (Trayler 2000). Ambientes lênticos tropicais naturais tendem a ter concentrações de fósforo maiores que de nitrogênio devido a características edáficas e climáticas (Wetzel 2001). Além disso, a alta abundância de plantas aquáticas leva a deficiências de nitrogênio devido à desnitrificação. Contudo, mesmo em quantidades baixas, há produção contínua em ambientes de água doce tropicais, significando que nesses ambientes a ciclagem de nutrientes é muito eficiente, assim como a produtividade primária (Kolding & Zwieten 2006).

Estudos mostram que há uma relação direta entre as concentrações de clorofila e fósforo (Smith 1982), onde a biomassa de algas atinge seu pico com a sobrecarga de fósforo total (Quiros 2002). Grandes quantidades de nutrientes chegam a ambientes lênticos através de escoamento superficial e fontes poluentes pontuais (Rivas *et al.* 2000), diminuindo gradualmente a coluna d'água e aumentando a produção autóctone (Rast & Thornton 1996).

Em ambientes lênticos, a colonização e o estabelecimento das comunidades biológicas têm como fator determinante as condições do hábitat (Marques *et al.* 1999). Frissel *et al.* (1996) atribuem aos padrões geomorfológicos a regulação das comunidades e destacam a influência da paisagem de modo especial nos ecossistemas aquáticos com pouca profundidade, como lagoas, lagos pequenos e águas costeiras. As características físicas e químicas da água e as características morfológicas da planície de inundação, que permitem o trânsito de água entre rio e lagoas marginais, condicionam a presença das comunidades (Junk *et al.* 1989; Carignan & Neiff 1992; Neiff *et al.* 2001). A troca de água entre o canal do rio e as lagoas marginais garante pressão seletiva sobre as espécies das áreas de terras úmidas, permitindo uma comunidade composta por organismos com

ampla plasticidade fisiológica, que sobrevivem em um ambiente que sofre variações espaciais e temporais intensas das características físicas e químicas da água (Neiff 1975, Poi De Neiff & Zozaya 1989).

Após a escavação do terreno para extração de areia e, uma vez abandonadas, águas são drenadas pela bacia de captação formando lagoas artificiais (Lelles *et al.* 2005). Embora a formação desses espelhos d'água seja característica de um ambiente alterado, a presença de vegetação no entorno das lagoas e as condições físicas e químicas da água podem favorecer a colonização do ambiente lântico em formação (Moletta *et al.* 2005). Por serem ambientes pouco profundos, caracteristicamente deposicionais e, em geral, com área reduzida, quaisquer alterações nas condições ambientais dessas lagoas são percebidas de modo intenso, refletindo na qualidade da água e na estrutura da comunidade aquática.

Brauns *et al.* (2007) discutem que, embora os despejos industriais e domésticos tenham sido reduzidos nos últimos anos, por conta dos tratamentos de águas residuárias, rios e lagos ainda recebem o nitrogênio do meio urbano e adições de fósforos dos resíduos agrícolas, além da deposição atmosférica. O aumento de nutrientes, principalmente o fósforo, enriquece o meio (Vollenweider 1968), o que favorece o crescimento rápido e acumulação de algas e reduz o desenvolvimento das macrófitas aquáticas submersas (Chandra *et al.* 2005), que são importantes mesohábitats aos invertebrados aquáticos, pois possuem papel ecológico importante no que tange à disponibilidade de alimento, local de refúgio e ciclagem de nutrientes (Esteves 1998, Biggs & Malthus 1982, Thomaz & Cunha 2010, Alves *et al.* 2003).

A região litorânea, que corresponde à área mais próxima a margem em ambientes aquáticos, é a que apresenta maior ciclagem de nutrientes e maior diversidade de organismos (Ward 1992, Tundisi & Matsumura-Tundisi 2008). Callisto *et al.* (2000) compararam diferentes regiões e encontraram maior diversidade para região litorânea com floresta atlântica secundária, seguido pela zona limnética e litorânea com eucalipto, mostrando a relevância do entorno com a estrutura e composição da fauna.

Nascimento *et al.* (2011) demonstraram que a alta diversidade de coleópteros está associada a ambientes rasos, especialmente na presença de

macrófitas, que também são citadas como fatores essenciais na determinação da diversidade de espécies de lagos rasos de ambientes subtropicais, aumentando a heterogeneidade do ambiente, oferecendo refúgio e recursos alimentares especialmente para os invertebrados (Nessimian & De Lima 1997, Albertoni *et al.* 2007, Hargeby 1990).

A avaliação de parâmetros ambientais que regem a abundância e distribuição dos táxons de invertebrados em lagos pode demonstrar quais variáveis mais se relacionam à comunidade (Sandin & Johnson 2004), o que permite a seleção de metodologias de monitoramento que tragam resultados rápidos e que contemplem as condições ambientais que se mostrem mais relacionadas aos atributos da comunidade de macroinvertebrados.

Assim, o presente estudo visou identificar os fatores que influenciam na composição e estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em 15 cavas da região do primeiro planalto do Rio Iguaçu (Alto Iguaçu), Curitiba, Paraná.

A hipótese norteadora do trabalho é que a estrutura e composição da comunidade bentônica sofrem o efeito das características morfométricas das lagoas, da qualidade da água e das condições da paisagem (composição da vegetação ciliar e de macrófitas).

## **Metodologia**

### *Área de estudo*

Todas as lagoas amostradas encontram-se no Primeiro Planalto Paranaense, determinado por extensa planície do Alto do Iguaçu ladeada por relevo com formas suavemente onduladas a onduladas, sob influência de clima tipo *Cfb* (Maack 1981).

Esse trabalho foi realizado em 15 ambientes lênticos (Anexo 1) dentro de uma área de 2,05 km<sup>2</sup>, dessas, doze cavas são oriundas de extração de areia, cuja área foi transformada em um parque recreativo, e três são ambientes formados a partir de braços do rio Iguaçu que foram recentemente fechados por deposição natural ou artificial de sedimentos, no Município de Curitiba (Fig. 1).

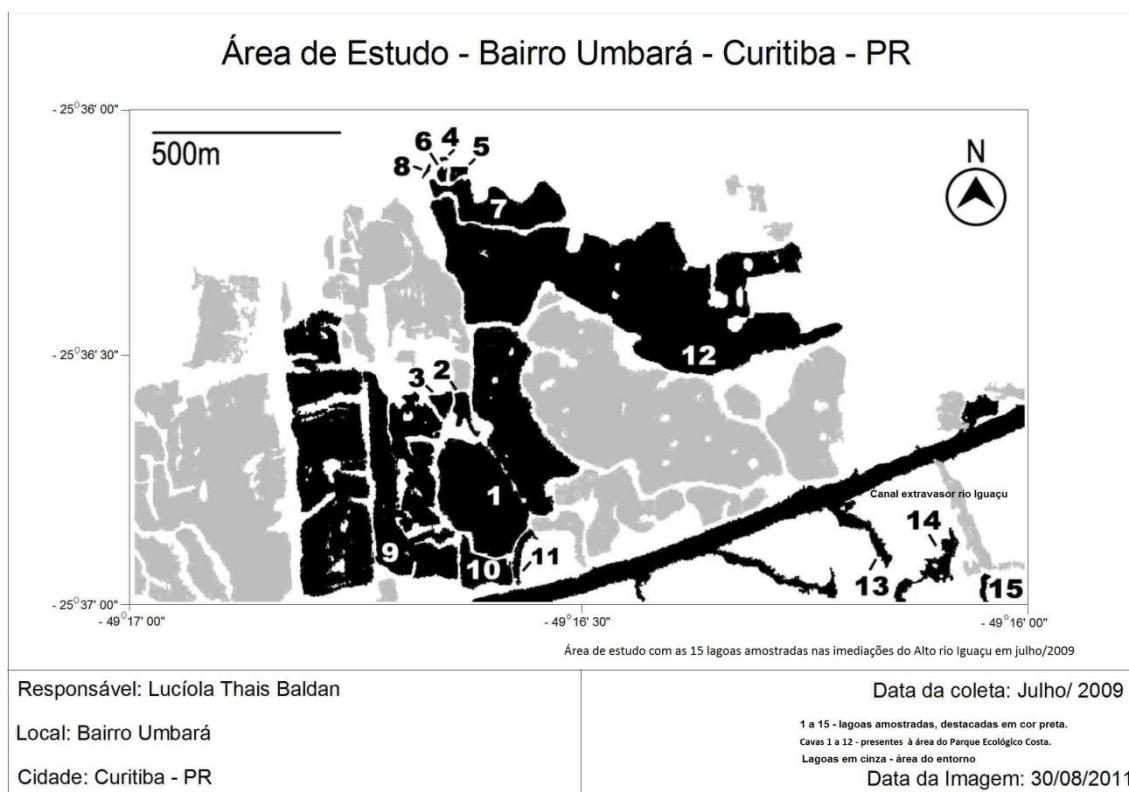


Figura 1: Área de estudo, em destaque para as 15 lagoas marginais ao rio Iguaçu amostradas nas imediações do município de Curitiba.

A determinação de cada área definiu-se a partir de características ambientais peculiares em relação à vegetação ciliar e macrófitas (IBGE 2004) (Tab. 1). A proporção de macrófitas de superfície (MF) e a composição de vegetação ripária (VR) tiveram sua ocorrência medida visualmente para cada ponto amostrado. A proporção de macrófitas foi atribuída com valores de 0 a 100% de acordo com a superfície de água ocupada por essas plantas. Por outro lado, a vegetação ripária foi caracterizada considerando a ausência da vegetação ao redor, presença apenas de gramíneas, presença de gramíneas e arbustos, ou pela presença de gramíneas, arbustos e árvores.

#### *Coleta de dados*

Nos últimos 10 anos a precipitação na região mostrou que, na área de estudo, há ocorrência de chuva o ano todo, oscilando em quantidade ao longo das estações do ano, sendo que o período mais seco do ano é junho e julho até o ano de 2009 (Fig. 2) (Dados fornecidos pelo SIMEPAR 2009). Com base nessas informações determinou-se que a coleta dos dados físico-químicos e



biológicos fosse realizada em dois dias durante o mês de julho de 2009, por permitir assim inferências em relação à comunidade de macroinvertebrados aquáticos sem a influência do distúrbio ocasionado por chuvas fortes ou pelas cheias.

Tabela 1. Características descritivas dos 15 pontos amostrais em estudo da macrofauna de invertebrados nas imediações do alto rio Iguaçu.

Lagoas amostradas	Localização	Altitude	Macrófitas MF	Vegetação ripária - VR	Observações
PT1	25°36.406'' S; 49°17.435'' W	867	*3 <i>Salvinia</i>	**2	Estabelecimento da lagoa: 30 anos.
PT 2	25°36.360''S; 49°17.456''W	867	*3 <i>Salvinia</i> e <i>Utricularia</i>	**2	Estabelecimento da lagoa: 30 anos.
PT 3	25°36.360''S; 49°17.456''W	867	*1	**1	Estabelecimento da lagoa: 30 anos.
PT 4	25°36.099''S; 45°17.299''W	866	*4 <i>Salvinia</i>	**1	
PT 5	25°36.100''S; 49°17.299''W	866	*2 <i>Salvinia</i>	**1	Alvenaria em uma margem.
PT 6	25°36.109''S; 49°17.304''W	867	*2 <i>Salvinia</i>	**1	Alvenaria em todo o entorno.
PT 7	25°36.136S; 49°17.298''W	867	*4 <i>Salvinia</i>	**1	Estabelecimento da lagoa: 30 anos. Presença de erosão. Alvenaria na margem.
PT 8	25°36.114S; 49°17.342''S	868	*3 <i>Salvinia</i> , <i>Azolla</i> e <i>Hydrocotyle</i>	**2	Pouco profundo. Fragmento de rio.
PT 9	25°36.690S; 49°17.423''W	868	*3 <i>Salvinia</i> e <i>Utricularia</i>	**2	
PT 10	25°38.718S; 49°17.201''W	868	*2 <i>Salvinia</i>	**2	Próxima ao canal do rio Iguaçu.
PT 11	25°36.700S; 49°17.197''W	869	*4 <i>Salvinia</i>	**3	Antigo trecho do rio, próxima ao canal do rio.

PT 12	25°36.397S; 49°16.845''W	869	*1	**1	
PT 13	25°36.684S; 49°16.605''W	869	*1 <i>Salvinia, Egeria, Hydrocotile e Lemna</i>	**3	Braço do rio Iguaçu. Erosão e odor de decomposição.
PT 14	25°36.649S; 49°16.494''W	869	*4, <i>Salvinia e Utricularia</i>	**3	Presença de erosão. Braço do rio Iguaçu.
PT 15	25°36.681S 49°16.491''W	867	*4 <i>Lemna e Pistia</i>	**3	Presença de erosão em uma margem. Braço do rio Iguaçu.

Onde MF = presença de macrófitas (\*1 - de 1 a 20% da cobertura; \*2 -21 a 40% de cobertura; \*3 - de 41 a 70% de cobertura; \*4 - de 71 a 100% de cobertura) e macrófita encontrada; e VR = vegetação ripária (\*\*1 - vegetação arbustiva, com predominância de gramíneas; \*\*2 – predominância de arbustos que garantem pequeno sombreamento; \*\*3 - vegetação íntegra)

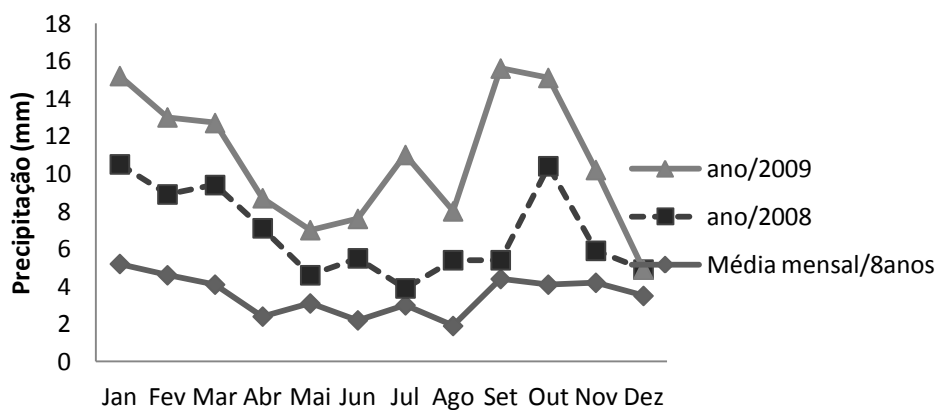


Figura 2: Representação gráfica das médias mensais de precipitação registradas de janeiro de 2000 até novembro de 2008 e acrescido de dados do ano da obtenção de amostras (2009), Estação Alto Iguaçu, Curitiba, PR. Dados fornecidos pelo SIMEPAR, 2009.

### *Análises físicas e químicas da água*

Os parâmetros mensurados auxiliam na caracterizar da água, bem como definição da presença e quantidade de nutrientes, que determina à produção em ambientes límnicos.

Em campo foram registradas as temperaturas da água e do ar (°C - termômetro). Amostras de água foram coletadas, fixadas em campo quando necessário (para análise de oxigênio dissolvido, usando Método de Winkler) e processadas no Laboratório de Hidrologia da UFPR. Os parâmetros analisados foram Turbidez (NTU, método nefelométrico), Oxigênio Dissolvido (OD –  $\text{mgO}_2/\text{L}$ , Método de Winkler), potencial hidrogeniônico (pH), Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $\text{DBO}_5$  –  $\text{mgO}_2/\text{L}$ , colorimétrico), Ortofosfato ( $\mu\text{g/L}$ , colorimétrico), Fosfato Total (TP –  $\mu\text{g/L}$ , colorimétrico), Nitrito ( $\mu\text{g/L}$ , colorimétrico), Nitrato ( $\mu\text{g/L}$ , colorimétrico), Nitrogênio Amoniacal ( $\mu\text{g/L}$ , colorimétrico), Nitrogênio total (NT,  $\mu\text{g/L}$ , colorimétrico) e Carbono Orgânico Dissolvido (COD –  $\text{mg/L}$ , colorimétrico).

### *Macroinvertebrados*

Os macroinvertebrados foram coletados na vegetação ripária submersa e macrófitas usando peneira com 0,05 mm de abertura de malha (30x30 cm), e para o sedimento foi usado o amostrador draga tipo Ponar (15x15 cm). Ao total foram coletadas por lagoa, no mesmo dia, três réplicas de cada amostrador, totalizando 6 réplicas por cava e um esforço total de 90 amostras. Em cada lagoa, o local para coleta dos substratos foi escolhido aleatoriamente, definindo como área para amostragem com peneira um intervalo de aproximadamente 10 metros. Em cada cava foram feitas três réplicas para cada amostrador. Todo o material biológico foi fixado em campo com formalina a 10%. Os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível, quando possível identificados até gênero. Bibliografia usada foi: Lopretto & Tell 1995, Merrit & Cummins 1996, Trivinho-Strixino & Strixino 1995, Wiggins 1996, Da-Silva et al. 2003, Costa *et al.* 2004, Mugnai, et al. 2010.

### *Características morfométricas das cavas*

As lagoas e a região ao redor foram mapeados com GPS e georreferenciados usando o software Erdas.

A partir de um Modelo Numérico do Terreno (NMT) foram estabelecidos polígonos para verificação de dados morfométricos primários (área e perímetro) e calculado o índice de desenvolvimento da margem (Ds), que é utilizado para determinação de forma de ambiente lântico (Wetzel 1990, Tundisi & Matsumura-Tundisi 2008).

### *Análise dos dados*

Para caracterização física e química da água foi calculada a média e o desvio padrão de cada um dos parâmetros mensurados das 15 lagoas e definido o coeficiente de variação (CV). Como critério de variabilidade das variáveis quantitativas das amostras foi estabelecido que coeficientes de variação inferiores a 20% denotavam condições de homogeneidade e valores iguais ou superiores a 20% caracterizam variáveis heterogêneas (Zar, 1999).

A partir da similaridade de Bray-Curtis foi construído um MDS (escalonamento multidimensional) buscando agrupar as cavas quanto às suas características químicas (usando o aplicativo Primer-E).

A estrutura da comunidade foi verificada em relação aos parâmetros riqueza, ou seja, o número de *taxa* identificados por unidade amostral (S), frequência de ocorrência (FO), diversidade de Shannon-Wiener (H'), índice de riqueza de Margalef (d), equitabilidade de Pielou (J'), dominância (Dm, segundo Hammer et al. 2001) e abundância relativa. Tais atributos foram calculados por meio de pacote estatístico do programa Past® (Hammer *et al.* 2007).

Foi aplicada uma análise de variância (ANOVA), com auxílio do programa computacional Past® (Hammer *et al.* 2007), para a verificação de diferenças nos atributos calculados para a comunidade nos 15 pontos amostrais.

A correlação entre nitrogênio e fósforo foi feita seguindo o proposto por Vollenweider (1983), sendo que a razão do nitrogênio total em relação ao fósforo total determinam a limitação do ambiente a um desses dois elementos. Segundo essa metodologia, com razão maior que 9 os ambientes são

potencialmente limitados por fósforo e para razão menor que 9 os ambientes são limitados por nitrogênio (Vollenweider 1983).

Para testar as variáveis ambientais que mais influenciaram nos parâmetros da comunidade foi utilizada a técnica *Partial Least Squares Regression* (PLS) (Carrascal *et al.* 2009), com auxílio do programa Statistica® 7.0 (StatSoft 2005) para os 15 pontos amostrados com dois modelos de variáveis dependentes, um baseado na equitabilidade e o outro nos grupos mais dominantes obtidos, buscando os melhores descritores para explicar a estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados. As variáveis estatísticas (fatores) são compostas por conjuntos de relações lineares entre as variáveis observadas e são classificadas de acordo com o seu significado ecológico, que deve ser baseado em conceitos da literatura (Hair *et al.* 2009).

## Resultados

Os dados de parâmetros físicos e químicos atenderam aos pressupostos de normalidade e homogeneidade, testados previamente à análise de variância. A temperatura da água, a altitude e pH tiveram pouca variação entre as lagoas amostradas. (CV=3%, 0,1% e 4%, respectivamente). As demais variáveis limnológicas mostraram-se heterogêneas entre as 15 lagoas, sendo os coeficientes de variação para OD=39%, COD=65%, fosfato total=89%, DBO<sub>5</sub> e orto-fosfato=94%, turbidez=116%, nitrito=153%, nitrogênio total=164%. (Tabela 2).

O escalanamento multidimensional (MDS) agrupou 12 das 15 lagoas amostradas. O fato da lagoa 1 estar não agrupada com as demais pode vir em decorrência de sua característica de características como elevado tempo de estabelecimento e grande tamanho, fatores que elevam seu caráter deposicional em relação a nutrientes. As lagoas 13 e 14, embora não estejam agrupadas entre si, tem como característica relevante o fato de receberem com frequência maior que as demais lagoas as águas provenientes do rio Iguaçu e, desta forma, também apresentarem grande carga de nutrientes em seus domínios.

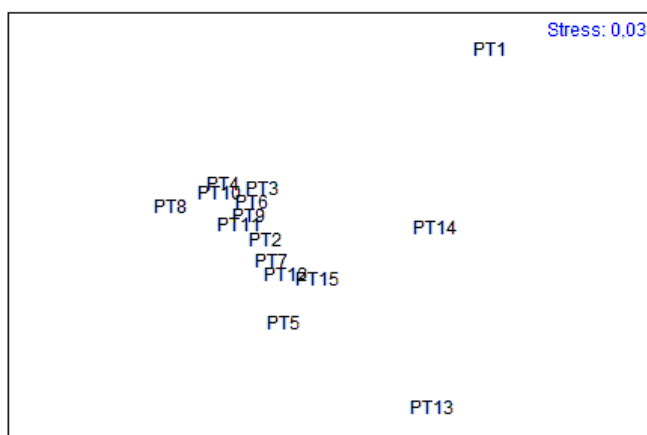


Figura 3. Escalonamento multidimensional em relação às variáveis químicas das 15 lagoas amostradas em estudo da macrofauna de invertebrados nas imediações do alto rio Iguaçu.

A Tabela 2 mostra a relação entre NT/PT, onde 11 dos 15 pontos amostrados são limitados por fósforo. As maiores razões foram observadas em lagoas com ausência total de macrófitas, pontos PT3 e PT13, sendo que esse último apresentou alta concentração de fósforo total, que pode ser consequência do recebimento de águas do rio Iguaçu que apresentam elevada carga de nutrientes. Os pontos PT5, PT8, PT11 e PT14 mostram-se limitados por nitrogênio. Os pontos PT8, PT11 e PT14 apresentavam grande quantidade de macrófitas, que são eficazes na fixação de nitrogênio.

Tabela 2. Parâmetros físicos e químicos da água e os valores médios em 15 lagoas amostradas nas imediações do Alto rio Iguaçu em julho/2009.

Lagoas amostradas	T (H <sub>2</sub> O) (°C)	T (NTU)	OD (mg/L)	pH	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	PT (µg/L)	O-P (µg/L)	COD (mg/L)	NT (µg/L)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg/L)	NT/PT
PT1	15	21.3	7.638	7.81	2.6	26.7	9.9	12.7	444.02	6.5	16,6
PT2	15	67	8.44	7.64	2.6	54.32	16.8	4.2	529.27	7.7	9,7
PT3	15	11.8	6.4	7.65	9.4	19.9	12.3	10.5	500.85	3.8	25,2
PT4	16	16.2	4.8	6.9	6.6	24.4	9.2	4.5	292.09	3	11,9
PT5	14.5	306	7.23	7.43	4.08	135	6.8	1.8	765.17	21.1	5,7
PT6	15	20.7	8.84	7.58	13.44	29.1	17.7	3.1	410.26	2.9	14,1
PT7	15	133	6.43	7.44	4	57.8	41.6	1.8	571.58	6.1	9,9
PT8	15	17.6	10.05	7.18	2.6	56.5	14.3	2.7	104.32	6.6	1,8
PT9	15	26.5	8.44	7.57	2.7	40.3	14.6	4	418.38	7.8	10,4
PT10	16	22.5	7.63	7.62	6.8	28.9	8.8	2.7	260.47	7	9,0
PT11	16	47.8	6.43	7.55	2.7	39.2	22.2	3.1	348.29	4.3	8,9
PT12	15	97.7	8.44	7.93	1.4	75.3	33.4	4	725.39	6.3	9,6
PT13	16	38.2	2.01	7.2	14.7	252	92.2	6.6	6252.1	67.8	24,8
PT14	15.5	46.2	1.201	6.94	28.1	165	62.4	7.6	966.08	4.9	5,8
PT15	15.5	117	4.02	6.86	14.8	85.8	17.7	3.6	1175.2	4.9	13,7
Média	15.3	66.0	6.5	7.4	7.8	72.7	25.3	4.9	917.6	10.7	
DP	0.5	76.7	2.5	0.3	7.3	64.8	23.7	3.2	1501.7	16.4	
IC -95%	15.03	23.47	5.13	7.24	3.72	36.80	12.17	3.10	85,97	1.65	
IC +95%	15.57	108.47	7.93	7.60	11.81	108.56	38.48	6.62	1749,16	19.78	

Onde T(H<sub>2</sub>O) = temperatura da água; T= turbidez. OD = oxigênio dissolvido; pH = potencial hidrogeniônico; DBO<sub>5</sub> = demanda bioquímica de oxigênio; PT = fosfato total; O-P = orto-fosfato; COD = carbono orgânico dissolvido; NT = nitrogênio Total; NO<sub>2</sub><sup>-</sup> = nitrito. NT/PT= Razão entre nitrogênio e fósforo para determinar o fator limitante da produtividade, DP = desvio padrão e IC = intervalo de confiança entre os 15 lagos amostrados.

MF1 é representado por macrófitas com ocorrência de 0-25% da superfície da água, MF2 com ocorrência de 26-51%, MF3 de 52-75% de ocorrência, e MF4 para a ocorrência entre 76-100%; sendo que 46% das cavas foram descritas como MF4 e mais de 50% dos pontos não teve contribuição expressiva de macrófitas (MF1, MF2, MF3). A presença de vegetação no entorno foi classificada em quatro intervalos de acordo com a composição média, onde gramíneas e arbustos (VR2) compreendem 46% dos lagos, áreas de vegetação complexa com composição de gramíneas, arbustos e árvores (VR3) ocorreu em 40% das cavas. A presença exclusiva de gramíneas (VR1) ocorreu em apenas 13,3% dos lagos amostrados. O Índice de Desenvolvimento de Margem (Ds) apresentou ambientes com padrão perfeitamente circular (Ds1- 26%) e circular (Ds2-66,6%). O padrão dendrítico (Ds3-6,6%) foi o que apresentou menor ocorrência (Tabela 3).

Tabela 3. Variáveis qualitativas de vegetação ciliar (VR), de macrófitas (MF) e índice de desenvolvimento de margem (Ds) consideradas na caracterização das 15 lagoas amostradas em estudo de invertebrados de macrófitas nas imediações do Alto rio Iguaçu.

<b>Categoria</b>	<b>Ocorrência da categoria entre os pontos (em %)</b>
VR 1	13,3
VR 2	46,6
VR 3	40
MF 1	40
MF 2	13,3
MF 3	0
MF 4	46,6
Ds 1	26,6
Ds 2	66,6
Ds 3	6,7

Onde: VR1 = presença exclusiva de gramíneas; VR2 = presença de gramíneas e arbustos; VR3 = presença de gramíneas, arbustos e árvores; MF1 = macrófitas com ocorrência de 0-25% da superfície da água, MF2 = macrófitas com ocorrência de 26-51%, MF3 = macrófitas com ocorrência de 52-75%, e MF4 = macrófitas com ocorrência entre 76-100%; Ds1 = padrão perfeitamente circular de desenvolvimento de margem; Ds2 = padrão circular de desenvolvimento de margem; Ds3 = padrão dendrítico de desenvolvimento de margem.



Quanto à comunidade biológica, foram identificados 9054 espécimes de macroinvertebrados, distribuídos em 133 *taxa* entre família, subfamília e gênero (Tabela 4). Os indivíduos pertencentes ao grupo dos insetos (Tabela 4) e os demais *taxa* (Tabela 5) foram identificados ao menor nível taxonômico possível.

Oligochaeta (Annelida) (42%), Ostracoda (Crustacea) (1%) e Chironomidae (Diptera) (17,6%) foram os *taxa* mais abundante, ambos foram registrados em todos os pontos amostrais (Fig. 4). Chironomidae apresentou a abundância mais alta entre os insetos coletados (17,6%). *Monopelopia* (Diptera: Chironomidae: Tanypodinae) e *Wyeomyia* (Diptera: Culicidae) foram os principais contribuidores de insetos nos três pontos amostrais mais abundantes.

O ponto PT14 apresentou a maior abundância, com 1442 organismos, sendo Oligochaeta (N=675), Chironomidae (N=490) e seguido pelos pontos PT4 (N=1429) e PT15 (N=881) (Tabela 6). O ponto PT15 apresentou a maior riqueza (S=58), e também o maior valor para o índice de Margalef ( $d=8,4$ ). Oligochaeta foi o táxon mais abundante no ponto PT15 (Tabela 6). Os pontos PT14 e PT15 além da presença abundante de macrófitas e vegetação ciliar mais complexa que demais pontos, ambos recebem águas do rio Iguaçu durante as cheias.

Os índices ecológicos não apresentaram diferença significativa entre os 15 pontos amostrais (ANOVA) ( $F=0,49$ ;  $df=22,17$ ;  $p=0,90$ ). Cada ponto apresentou um padrão diferente quanto à variação dos atributos da comunidade bentônica. A maior diversidade foi registrada para o ponto PT15, e a menor para o ponto PT13 (Tabela 6). Os menores valores de dominância foram encontrados nos pontos PT11, seguido do PT7, bem como, proporcionalmente, os maiores valores de equitabilidade (Tabela 6).

Tabela 4. Frequência total observada (FO) da entomofauna nas 15 lagoas amostradas em estudo nas imediações do alto rio Iguaçu.

Taxa	Gênero	FO	Taxa	Gênero	FO	Taxa	Subfamília/Gênero	FO	Taxa	Subfamília/Gênero	FO
<b>Ephemeroptera</b>			Mesoveliidae	<i>Mesovellia</i>	13%	Noteridae	<i>Pronoterus</i>	7%	Chironomidae	<i>Caladomyia</i>	27%
Ephemeroptera		13%	Naucoridae	<i>Pelocoris</i>	7%	Scirtidae	<i>Microcara</i>	40%	Chironomidae	<i>Chironomus</i>	27%
Baetidae	<i>Apobaetis</i>	27%	Notonectidae	<i>Notonecta</i>	27%	Staphilinidae	<i>Pontamalota</i>	7%	Chironomidae	<i>Cryptochironomus</i>	7%
Caenidae	<i>Caenis</i>	60%	Pleidae	<i>Paraplea</i>	20%	<b>Diptera</b>			Chironomidae	<i>Dicrotendipes</i>	7%
Leptohyphidae	<i>Tricorythopsis</i>	7%	<b>Lepidoptera</b>			Muscidae		7%	Chironomidae	<i>Harnischia</i>	13%
Leptohyphidae	<i>Traverypes</i>	7%	Noctuidae		13%	Ceratopogonidae	<i>Dasyhelea</i>	27%	Chironomidae	<i>Parachironomus</i>	33%
Leptohyphidae	<i>Leptohyphodes</i>	20%	Pyrilidae	<i>Crambus</i>	27%	Ceratopogonidae	<i>Probezzia</i>	80%	Chironomidae	<i>Polypedilum</i>	27%
Leptophlebiidae	<i>Traverella</i>	13%	<b>Trichoptera</b>			Ceratopogonidae	<i>Stilobezzia</i>	33%	Chironomidae	<i>Rheotanytarsus</i>	7%
<b>Odonata</b>			Hydroptilidae	<i>Neotrichia</i>	20%	Chaoboridae	<i>Chaoborus</i>	7%	Chironomidae	<i>Tanytarsus</i>	27%
Aeshnidae	<i>Castoaeschna</i>	20%	Polycentropodidae	<i>Cyrnellus</i>	7%	Culicidae	<i>Aedes</i>	13%	Chironomidae	<i>Tanytarsini gen A*</i>	20%
Aeshnidae	<i>Coryphaesna</i>	7%	<b>Coleoptera</b>			Culicidae	<i>Anopheles</i>	27%	Chironomidae	Orthocladiinae	53%
Aeshnidae	<i>Limnetron</i>	7%	Chrysomelidae	<i>Disonycha</i>	7%	Culicidae	<i>Culiseta</i>	7%	Chironomidae	Corynoneura	7%
Coenagrionidae	<i>Ischnura</i>	7%	Curculionidae		27%	Culicidae	<i>Mansonia</i>	7%	Chironomidae	<i>Cricotopus</i>	7%
Coenagrionidae	<i>Oxyagrion</i>	20%	Curculionidae	<i>Listronotus</i>	7%	Culicidae	<i>Toxorhynchites</i>	7%	Chironomidae	<i>Parametriocnemus</i>	13%
Coenagrionidae	<i>Telebasis</i>	100%	Curculionidae	<i>Lixus</i>	27%	Culicidae	<i>Wyeomyia</i>	87%	Chironomidae	Tanypodinae	80%
Dicteriadidae	<i>Eleocharis</i>	7%	Dytiscidae	<i>Acilius</i>	20%	Dixidae	<i>Dixa</i>	7%	Chironomidae	Procladini	7%
Lestidae	<i>Lestes</i>	20%	Dytiscidae	<i>Hygrospus</i>	20%	Empididae		20%	Chironomidae	<i>Djalmabatista</i>	13%
Libellulidae	<i>Erythrodiplax</i>	73%	Elmidae		7%	Ephydriidae		7%	Chironomidae	<i>Ablabesmyia</i>	53%
Libellulidae	<i>Brechmorhoga</i>	67%	Elmidae	<i>Hexanchorus</i>	13%	Sciomyzidae	<i>Tetanocera</i>	13%	Chironomidae	<i>Clinotanypus</i>	7%
Perilestidae	<i>Perilestes</i>	7%	Haliplidae	<i>Haliplus</i>	13%	Stratiomidae	<i>Euparyphus</i>	53%	Chironomidae	<i>Coelotanypus</i>	27%
Protoneuridae	<i>Epipleoneura</i>	7%	Hydrophilidae		7%	Stratiomidae	<i>Mixosargus</i>	7%	Chironomidae	<i>Labrundinia</i>	73%
Protoneuridae	<i>Neoneura</i>	13%	Hydrophilidae	<i>Berosus</i>	7%	Syrphidae		7%	Chironomidae	<i>Larsia</i>	67%
<b>Heteroptera</b>			Hydrophilidae	<i>Dibolocelus</i>	40%	Tabanidae	<i>Chrysops</i>	73%	Chironomidae	<i>Monopelopia</i>	73%
Belostomatatidae	<i>Belostoma</i>	27%	Hydrophilidae	<i>Helobata</i>	87%	Tipulidae		20%	Chironomidae	<i>Pentaneura</i>	20%
Corixidae	<i>Cymatia</i>	27%	Lampyridae		60%	Chironomidae	Chironominae		Chironomidae	<i>Tanypus</i>	20%
Corixidae	<i>Tenaglobia</i>	33%	Melolonthidae		13%	Chironomidae	<i>Aedokritus</i>	27%	Chironomidae	<i>Thienemannimyia</i>	53%
Hebridae	<i>Hebrus</i>	13%	Noteridae	<i>Hydrocanthus</i>	13%	Chironomidae	<i>Beardius</i>	7%	Chironomidae	<i>Zavrelimyia</i>	13%

\* Taxon sensu Trivinho-Strixino, 1995

Tabela 5. Frequência total observada (FO) dos macroinvertebrados exceto insetos nas 15 lagoas amostradas em estudo da macrofauna de invertebrados nas imediações do alto rio Iguaçu.

Táxon	Gênero	OF
Oligochaeta		100%
Hirudinea		87%
Glossiphoniidae		0%
Bivalvia		27%
Platyhelminthes		13%
Nematoda		7%
Mollusca		7%
Mollusca Mycetopodidae	<i>Anodontites</i>	7%
Mollusca Ampullariidae	<i>Pomacea</i>	27%
Mollusca Physidae	<i>Physa</i>	60%
Mollusca Planorbidae	<i>Biomphalaria</i>	60%
Mollusca Planorbidae	<i>Drepanotrema</i>	7%
Mollusca Gastropoda		7%
Mollusca Gastropoda Ampullariidae		13%
Mollusca Gastropoda Ancyliidae		7%
Hydracarina		40%
Cladocera		87%
Copepoda		20%
Crustacea Isopoda	<i>Hyaella</i>	13%
Amphipoda		7%
Isopoda		13%
Crustacea Decapoda	<i>Macrobrachium</i>	13%
Ostracoda		80%
Collembola		27%

Riqueza taxonômica, riqueza de Margalef, dominância e equitabilidade tiveram uma pequena variação. Em todos os casos a variação foi próxima da média, sendo registrada para a riqueza taxonômica a média 34 (ds=13,4), para a dominância a média 0,3 (ds=0,2), para riqueza de Margalef média de 5,4 (ds=1,5) e para equitabilidade a média de 0,6 (ds=0,1). A abundância de indivíduos (N) apresentou a maior variação entre os ambientes amostrados, 556 (ds=424,3) (Tabela 7).

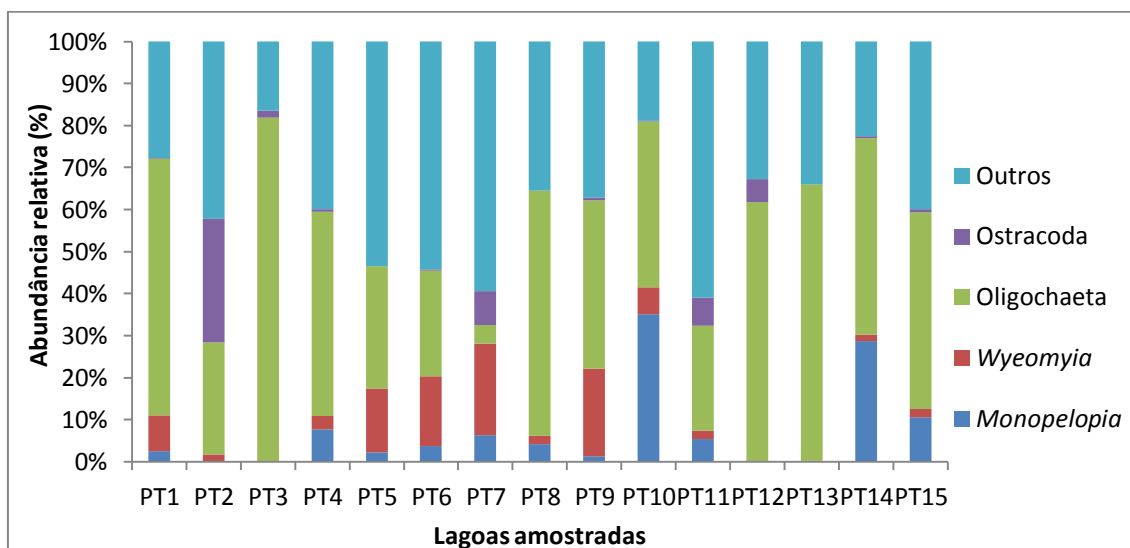


Figura 4. Macroinvertebrados com abundância maior que 5% de ocorrência e em mais de três pontos amostrais nas 15 lagoas amostradas em estudo da macrofauna de invertebrados nas imediações do alto rio Iguaçu.

A análise PLS (Tabela 8) foi realizada com a matriz de dados com base nas informações de cada ponto amostral, em vista da diferença apresentada em relação à equitabilidade ( $J'$ ) da comunidade entre os pontos. A Tabela 8 apresenta a significância da análise e a importância de cada variável testada; onde Pd= Poder (influência na análise), Imp= Importância (ranqueamento de relevância) e sendo que os três primeiros fatores em ordem de importância apontados pela análise estão destacados na tabela.

Assim, a análise dos fatores neste trabalho leva a entender o eixo x como a produtividade do ambiente. Os pontos PT2, PT5, PT6, PT9, PT11, PT13, PT14 e PT15 foram relacionados a produtividade, pois apresentaram altos valores das variáveis relacionadas a produção, em oposição ao que ocorreu nas demais lagoas (Tabela 2).

Os valores de equitabilidade foram maiores com o aumento da produtividade (Figura 5), isso pode ser observado pela análise PLS, que teve significância estatística nos dois primeiros componentes principais. Os autovalores observados foram iguais nos dois componentes principais (2,64), com cada um apresentando explicabilidade de 24%. Isso pode ser explicado observando o agrupamento de determinadas variáveis como  $DBO_5$ , fósforo, orto-fosfato, nitrito e presença de vegetação ciliar mais abundante no entorno em oposição à

quantidade de OD e ao pH. OD e COD mostraram-se como variáveis de maior influência, assim como a vegetação ciliar composta densa.

Tabela 6. Atributos da macrofauna amostrada nas 15 lagoas em estudo nas imediações do alto rio Iguaçu, onde S = riqueza taxonômica; N = Abundância total; Dm = dominância; d = índice de riqueza de Margalef, e J' = equitabilidade.

<b>Pontos</b>	<b>S</b>	<b>N</b>	<b>Dm</b>	<b>d</b>	<b>J'</b>
<b>PT1</b>	46	666	0.3882	6.922	0.473
<b>PT 2</b>	21	116	0.1929	4.207	0.681
<b>PT 3</b>	24	342	0.6727	3.942	0.311
<b>PT 4</b>	50	1429	0.2587	6.745	0.5536
<b>PT 5</b>	32	553	0.1496	4.909	0.6678
<b>PT 6</b>	42	622	0.1449	6.373	0.6462
<b>PT 7</b>	20	160	0.1254	3.744	0.7984
<b>PT 8</b>	24	242	0.3587	4.19	0.5512
<b>PT 9</b>	43	527	0.2129	6.702	0.6141
<b>PT 10</b>	33	608	0.2851	4.992	0.517
<b>PT 11</b>	32	259	0.111	5.579	0.7676
<b>PT 12</b>	16	55	0.3944	3.743	0.5977
<b>PT 13</b>	22	438	0.4627	3.453	0.4232
<b>PT 14</b>	53	1442	0.3054	7.149	0.4641
<b>PT 15</b>	58	881	0.2426	8.406	0.5781

Chironomidae, Oligochaeta e Ostracoda tiveram abundâncias relativas mais altas. Devido a sua dominância foi realizada a análise PLS para cada um desses *taxa* como variável dependente. O mesmo foi realizado com os dados de equitabilidade (Fig. 6, 7 e 8), as variáveis que mais influenciaram para cada análise estão ranqueadas na Tabela 8.

Tabela 7. Estatística descritiva para os índices ecológicos de macroinvertebrados amostrados nas 15 lagoas em estudo nas imediações do alto rio Iguaçu.

	<b>Média</b>	<b>Confiança -95,000%</b>	<b>Confiança +95,000%</b>	<b>Variância</b>	<b>Desvio padrão</b>
<b>S</b>	34.4	27.0	41.8	180.1	13.4
<b>N</b>	556	321	791	180050.1	424.3
<b>Dm</b>	0.3	0.2	0.4	0.0	0.2
<b>d</b>	5.4	4.5	6.3	2.4	1.5
<b>J'</b>	0.6	0.5	0.6	0.0	0.1

Onde S = riqueza taxonômica; N = Abundância total; D = dominância; d = índice de riqueza de Margalef, e J' = equitabilidade.

Tabela 8. Resultados de Mínimos Quadrados Parciais (PLS) para os atributos da comunidade das 15 lagoas amostradas nas imediações do Alto rio Iguaçu que mais explicaram a equitabilidade (J') e abundância dos taxa (Chironomidae, Oligochaeta e Ostracoda).

<b>Variáveis</b>	<b>J'</b>		<b>Chironomidae</b>		<b>Oligochaeta</b>		<b>Ostracoda</b>	
	Pd	Imp	Pd	Imp	Pd	Imp	Pd	Imp
T <sub>água</sub> (°C)	*	*	*	*	0,44	10	0,13	9
Turbidez	*	*	*	*	0,17	12	0,001	12
OD (mg/L)	0,81	<b>1</b>	0,77	<b>2</b>	0,79	<b>1</b>	0,68	<b>2</b>
pH	0,52	7	0,78	<b>1</b>	0,62	4	0,33	7
DBO <sub>5</sub>	0,61	6	0,7	<b>3</b>	0,57	6	0,5	5
PT mg/L)	0,7	4	0,31	6	0,74	<b>2</b>	0,76	<b>1</b>
O-P (mg/L)	0,66	5	0,29	7	0,74	<b>3</b>	0,65	<b>3</b>
COD (mg/L)	0,77	<b>2</b>	0,01	11	0,18	11	0,07	10
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0,36	10	0,05	9	0,59	5	0,52	4
VR	0,72	<b>3</b>	0,01	10	0,08	13		
R <sup>2</sup> de x	<b><u>0,3</u></b>		<b><u>0,34</u></b>		<b><u>0,32</u></b>		<b><u>0,33</u></b>	
p	<b><u>&lt;0,05</u></b>		<b><u>&gt;0,05</u></b>		<b><u>&lt;0,05</u></b>		<b><u>&gt;0,05</u></b>	
Variabilidade (%)	<b><u>85</u></b>		<b><u>81</u></b>		<b><u>96</u></b>		<b><u>38</u></b>	

Onde: T(H<sub>2</sub>O) = temperatura da água; T= turbidez. OD = oxigênio dissolvido; pH = potencial hidrogeniônico; DBO<sub>5</sub> = demanda bioquímica de oxigênio; PT = fosfato total; O-P = orto-fosfato; COD = carbono orgânico dissolvido; NO<sub>2</sub><sup>-</sup> = nitrito; Pd= poder de influência na análise; Imp=ranqueamento de relevância. Em destaque os três fatores em ordem de importância apontados pela análise que melhor explicam o parâmetro biológico.

As análises realizadas para Chironomidae e Ostracoda não apresentaram significância estatística para os dois primeiros componentes, assim assumiu-se

analisar apenas o primeiro componente principal. Para Chironomidae foi observado autovalor do primeiro componente principal igual a 2,93, assumindo uma explicabilidade de 24%. Para Ostracoda o autovalor do primeiro componente principal foi de 3,23, com uma explicabilidade de 25%. Logo, essa análise mostrou uma baixa explicabilidade para Chironomidae e Ostracoda. Vale ressaltar que lagoas com maior frequência de macrófitas (51-75% e 76-100%) apresentaram maior representatividade amostral e, portanto, apresentam maior poder de explicação. A análise relativa aos valores de Ostracoda foi significativa para os dois primeiros componentes principais, apresentando autovalores de 3,41 e 1,70, com explicabilidade de 34% e 17%, respectivamente.

Em todas as análises realizadas foi possível observar que o primeiro componente principal definiu a variabilidade dos dados coletados em função do nível trófico. Em locais onde foi observado menores valores de pH, OD e reduzida frequência de macrófita entendeu-se com baixa produtividade, indicando baixo nível trófico.

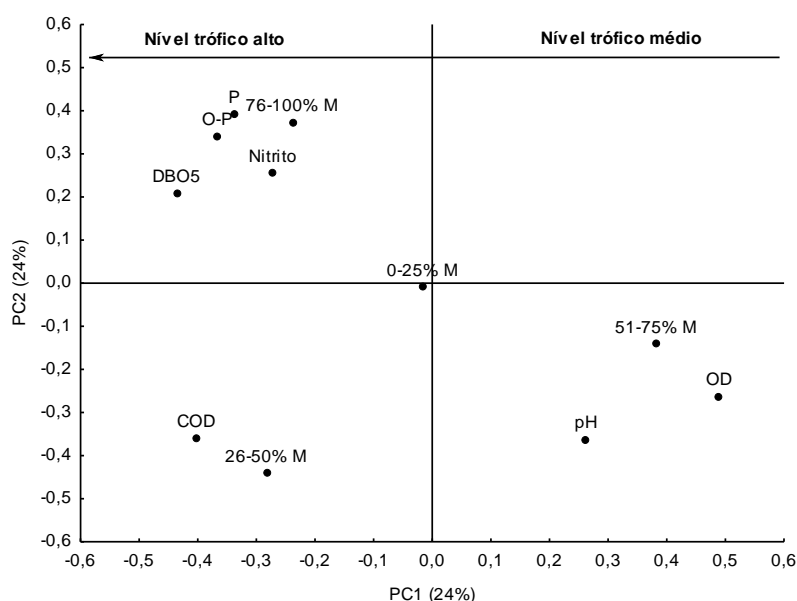


Figura 5: Análise Mínimos Quadrados Parciais (PLS) indicando o peso das variáveis ambientais observadas sobre os componentes 1 e 2 e duas relações com a equitabilidade de macroinvertebrados encontrada.

Onde: OD= oxigênio dissolvido; pH= pontencial hidrogeniônico; DBO5= demanda bioquímica de oxigênio; P= fosfato total; O-P= orto-fosfato; COD= carbono orgânico dissolvido; 0-25%M = presença de macrófitas de 0 a 25% do espelho d'água; 26-50%M= presença de macrófitas de 26 a 50% do espelho d'água; 51-75%M= presença de macrófitas de 51 a 75% do espelho d'água e 76-100%M= presença de macrófitas de 76 a 100% do espelho d'água.

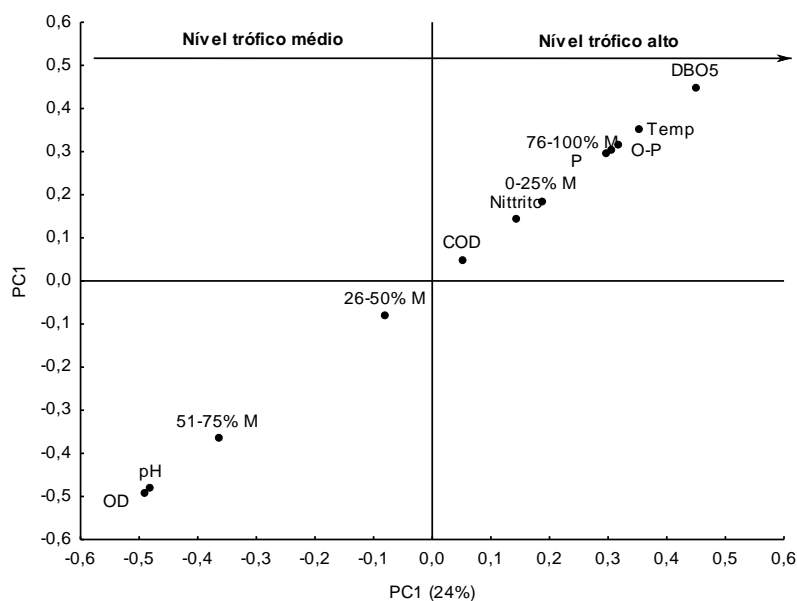


Figura 6: Análise PLS indicando peso das variáveis observadas nos componentes 1 e 2 e a relação dessa com a dominância de Chironomidae.

Onde: Temp= temperatura da água; OD= oxigênio dissolvido; pH= pontencial hidrogeniônico; DBO5= demanda bioquímica de oxigênio; P= fosfato total; O-P= orto-fosfato; COD= carbono orgânico dissolvido; 0-25%M = presença de macrófitas de 0 a 25% do espelho d'água; 26-50%M= presença de macrófitas de 26 a 50% do espelho d'água; 51-75%M= presença de macrófitas de 51 a 75% do espelho d'água e 76-100%M= presença de macrófitas de 76 a 100% do espelho d'água.

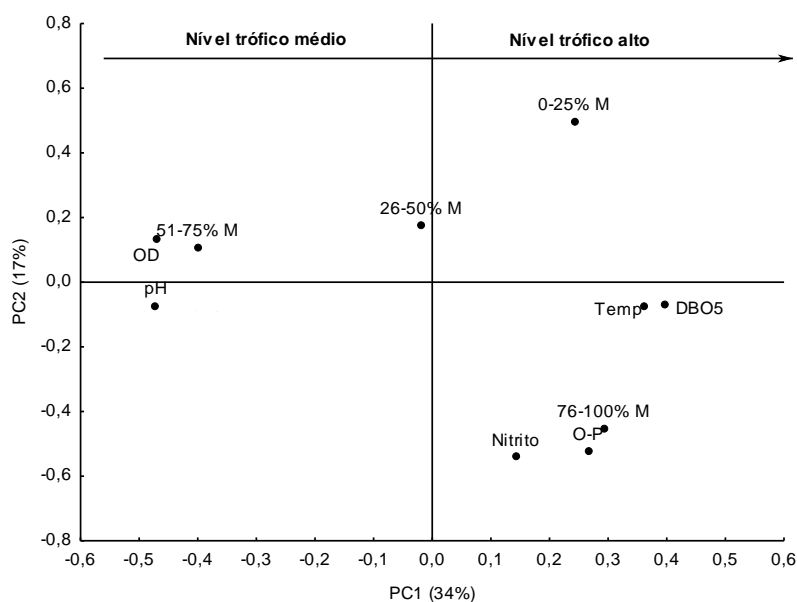


Figura 7: Análise PLS indicando peso das variáveis observadas nos componentes 1 e 2 e a relação dessa com a dominância de Oligochaeta.

Onde: Temp= temperatura da água; OD= oxigênio dissolvido; pH= pontencial hidrogeniônico; DBO5= demanda bioquímica de oxigênio; O-P= orto-fosfato; 0-25%M= presença de macrófitas de 0 a 25% do espelho d'água; 26-50%M= presença de macrófitas



de 26 a 50% do espelho d'água; 51-75%M= presença de macrófitas de 51 a 75% do espelho d'água e 76-100%M= presença de macrófitas de 76 a 100% do espelho d'água.

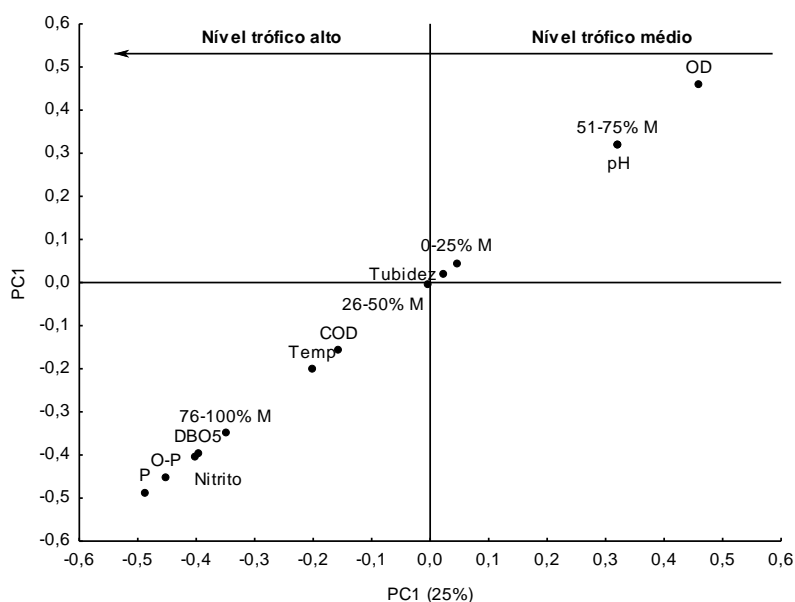


Figura 8: Análise PLS indicando peso das variáveis observadas nos componentes 1 e 2 e a relação dessa com a dominância de Ostracoda.

Onde: Temp= temperatura da água; OD= oxigênio dissolvido; pH= pontencial hidrogeniônico; DBO5= demanda bioquímica de oxigênio; P= fosfato total; O-P= orto-fosfato; COD= carbono orgânico dissolvido; 0-25%M= presença de macrófitas de 0 a 25% do espelho d'água; 26-50%M = presença de macrófitas de 26 a 50% do espelho d'água; 51-75%M= presença de macrófitas de 51 a 75% do espelho d'água e 76-100%M= presença de macrófitas de 76 a 100% do espelho d'água.

## Discussão

A abundância de *Monopelopia* (Diptera: Chironomidae) pode estar relacionada com a abundância de macrófita, devido à adaptação desse gênero para colonizar estas plantas aquáticas, como registrado por Armitage *et al.* (1995). Peiró & Alvez (2006) relacionaram toda a comunidade de macroinvertebrados da região costeira da barragem do Ribeirão Anhumas com a disposição de macrófitas, considerando a oferta de alimento e abrigo como vantagem para sua ocorrência. Adicionalmente, a riqueza de organismos é bem representada pela porção encontrada com plantas aquáticas.

Assireu *et al.* (2009) sugerem que quanto maior o índice de desenvolvimento de margem, maior a probabilidade de estabelecimento da

comunidade aquática e maior a interferência da bacia de captação. Neste estudo não foi confirmado este padrão, já que o índice de desenvolvimento de margem não foi um fator explicativo nem para estrutura da comunidade, nem para a composição dos três *taxa* dominantes (Chironomidae, Oligochaeta e Ostracoda), portanto, o índice de desenvolvimento de Margem e o perímetro foram excluídos da análise, assim como a altitude.

A presença reduzida de macrófitas em alguns pontos permite associar a equitabilidade com as macrófitas e a vegetação ciliar complexa. Contudo, a elevada densidade de Chironomidae e Oligochaeta foi encontrada em cavas com a presença de macrófitas em todo o espelho d'água e a presença de vegetação ciliar, denotando a importância das macrófitas e da vegetação ciliar para a comunidade de macroinvertebrados.

Weatherhead & James (2001) verificaram que a profundidade, a turbidez e os picos de cheia não foram fatores que influenciaram a distribuição e abundância dos macroinvertebrados, no entanto os sólidos suspensos se mostraram alteradores das macrófitas. As macrófitas estão relacionadas ao fornecimento de nutrientes – mesmo em ambientes oligotróficos (Weatherhead & James 2001), à deposição de ovos e refúgio para estes animais compreendendo um fator importante na heterogeneidade do hábitat (Jackson 1997; Higuti & Takeda 2002).

O oxigênio dissolvido é uma das variáveis mais importantes na caracterização limnológica devido a sua participação em várias reações químicas na água (Tundisi & Matsumura-Tundisi 2008), e pode ser controlado por macrófitas. Para Wetzel (1984) as macrófitas aquáticas podem atuar aumentando ou reduzindo a concentração de COD. Neste estudo foi observado que pouca distribuição de macrófitas na superfície d'água levou a altas concentrações de COD (PT1 e PT3), enquanto a maior presença dessas plantas na água indicou baixo COD. Essas plantas metabolizam de 16 a 34% do fósforo total e do nitrogênio em sistemas lacustres (Carpenter & Adams 1977), aumentando a taxa de crescimento exponencial, proporcionando oxidação e limitando a radiação para a biota (Thiébaud 2008).

É importante saber como cada variável contribui para a variância estatística geral, explicando os fatores envolvidos. A produtividade em um ambiente lântico é maior quanto há a ocorrência de alta DBO<sub>5</sub> e altas taxas de

fosfato e nitrogênio concomitantemente (Esteves 1998, Doods 2003). Diversos estudos mostram ainda a relação da produtividade entre a disponibilidade de fósforo e nitrogênio, indicando o fósforo como nutriente limitante para tal processo (Schilling & Lockaby 2006). Brauns *et al.* (2007) observaram que enquanto uma parte da comunidade de macroinvertebrados foi relacionada à redução de matéria particulada e condutividade, houveram os que estavam relacionados positivamente ao fósforo. Segundo tais autores, a relação com o fósforo representa a produtividade e, portanto, a composição de macroinvertebrados está associada à produtividade do sistema. Lenat & Crawford (1994) mostram que a abundância de macroinvertebrados aumenta de acordo com a produtividade em córregos em áreas de agricultura. Espera-se que a variabilidade na comunidade de macroinvertebrados seja maior quanto mais complexo for o habitat, permitindo maior disponibilidade de nichos (Heino 2000, Harrison & Hildrew 2001).

A dominância de Chironomidae e Oligochaeta é comum (Bazzanti *et al.* 2000, Abílio *et al.* 2005) inclusive em ambientes eutrofizados (Buckup *et al.* 2007, O'Toole *et al.* 2008), visto que estes são organismos com baixa exigência oxigênio dissolvido, tolerância a altas quantidade de matéria orgânica e plasticidade alimentar. Outro fator bastante relevante são as características biológicas desses dois grupos como presença de pigmento (hemoglobina) e movimento corporal característico que otimizam a captura de oxigênio do ambiente (Higuti & Takeda 2002), mesmo que em concentrações bastante reduzidas. Segundo Fuller & Cowell (1985) as larvas de quironomídeos são r-estrategistas e habitam locais com as mais variadas condições ambientais, o que pode justificar sua vantagem entre os ambientes analisados.

Como observado no presente trabalho, investigações sobre abundância de oligoquetas indicam maiores valores deste taxon em ambientes lênticos, especialmente em áreas mais profundas (sedimento) (Milbrink *et al.* 2002), havendo também a relação entre o aumento da abundância de oligoquetas com o aumento da ocorrência de poluição orgânica (Lang 1997, 1998). Corbi (2001) constatou que a fauna bentônica de reservatórios oligotróficos era composta por menos de 20% de oligoquetas, enquanto Pamplin (1999) registrou 73% de oligoquetas em ambientes lênticos hipereutróficos.

## Conclusão

As 15 lagoas estudadas apresentaram diferentes características morfológicas, de composição de vegetação aquática e do entorno e com diferentes graus de contribuição do rio Iguaçu. A análise de quais fatores tiveram maior influência sobre a comunidade descartaram a geografia dos ambientes (índice de desenvolvimento de margem, perímetro e altitude). Em contra partida, a presença de nutrientes na água, especialmente fósforo, nitrogênio e carbono orgânico dissolvido, assim como a disponibilidade de oxigênio dissolvido, que limitam a produtividade em ambientes aquáticos, mostraram-se como os principais fatores na determinação da estrutura e composição da comunidade.

## Referências

- ABÍLIO, F.J.P., FONSECA-GEISSNER, A.A.F., WATANABE, T., LEITE R.L. 2005. Fauna de Chironomidae e outros insetos aquáticos de açudes do semi-árido paraibano, Brasil. *Entomol Vect* 12 (2): 255-264
- ALBERTONI, E.F.; PRELLVITZ, L.J. & PALMA-SILVA, C. 2007. Macroinvertebrates fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). *Brazilian Journal of Biology*. 67(3): 499-507.
- ALVES, E., CARDOSO, L.R., SAVRONI, J., FERREIRA, L.C., BOARO, C.S.F., ARMITAGE, P.D., CRANSTON, P.S., PINDER, L.C.V. 1995. *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*. Chapman and Hall, London
- ASSIREU, A.T., FREITAS, R.M., NOVO, E.M.L.M., PACHECO, F.S., STECH, J.L. 2009. Índice de criticalidade da qualidade da água em lagos e reservatórios: Uma proposta de metodologia baseada em variáveis estáticas e dinâmicas. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, p.4639-4646. Natal, RN
- BAZZANTI, M., SEMINARA, M., BALDONI, S., STELLA, A. 2000. Macroinvertebrates and Environmental Factors of Some Temporary and Permanent ponds in Italy. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 27:936-941
- BIGGS. B.J.F., MALTHUS, T.J. 1982. Macroinvertebrates associated with various aquatic macrophytes in the backwaters and lakes of the upper Clutha Valley, New Zealand, NZ. *Journal of Marine and Freshwater Research* 16: 81–88

- BEZERRA-NETO, J.F.; PINTO-COELHO, R.M. 2002. A morfometria e o estado trófico de um reservatório urbano: lagoa do Nado, Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais. *Acta Scientiarum*, 24(2): 285-290.
- BRAUNS M, GARCIA XF, PUSCH, MT, WALZ N (2007) Eullitoral macroinvertebrate communities of lowland lakes: discrimination among trophic states. *Freshwater Biology* 52: 1022-1032
- BUCKUP, L., BUENO, A.A.P., BOND-BUCKUP, G., CASAGRANDE, M., MAJOLO, F. 2007. The Benthic Macroinvertebrate Fauna of Highland Streams in Southern Brazil: Composition, Diversity and Structure. *Brasílian Journal of Biology* 24(2):294-301
- CALLISTO, M; BARBOSA & MORENO, P. 2000. *Acta Limnologica Brasiliensis*. 12: 55-61.
- CARIGNAN, R.E., NEIFF, J.J. 1992. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry* 17: 85-121
- CARPENTER, S.R., ADAMS, M.S. 1977. The macrophyte tissue nutrient pool for a hardwater eutrophic lake: implication for macrophyte harvesting. *Aquatic Botany* 3: 239-255
- CARRASCAL, L.M., GALVÁN, I., GORDO, O. 2009. Partial least squares regression as an alternative to current regression methods used in ecology. *Oikos* 118: 681-690
- CHANDRA, S., VANDER ZANDEN, M.J., HEYVAERT, A.C., RICHARDS, B.C., ALLEN, B.C., GOLDMAN, C.R. 2005. The effects of cultural eutrophication on the coupling between pelagic primary producers and benthic consumers. *Limnology and Oceanography* 50: 1368-1376
- CORBI, J.J. 2001. Distribuição espacial e batimétrica dos macroinvertebrados bentônicos da represa do Ribeirão das Anhumas (Américo Brasiliense SP). Dissertação, Universidade Federal de São Carlos
- COSTA, J. M.; DE SOUZA, L.O.I.; OLDRINI, B. B. Chave para Identificação das Famílias e Gêneros das Larvas Conhecidas de odonata do Brasil: Comentários e Registros Bibliográficos (Insecta, Odonata). *Publicações Avulsas do Museu Nacional*, Rio de Janeiro, v. 99, p.1-44, 2004.

- DA-SILVA, E. R.; SALLES, F. F.; NESSIMIAN, J. L.; COELHO, L. B.N. A identificação das famílias de Ephemeroptera (Insecta) ocorrentes no estado do Rio de Janeiro: Chave Pictórica para as ninfas. *Boletim do Museu Nacional*, N. S., Zool. v. 30 p. 1–10, 2003.
- DODDS, W.K. 2003. Misuse of organic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface waters. *Journal of North American Benthological Society*, 22: 171-181.
- ESTEVES FA 1998. Fundamentos de limnologia. Interciência, Rio de Janeiro
- FRISSEL, C.A., LISS, W.J., WARREN, C.E., HURLEY, M.C. 1996. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Journal do Environmental Management* 10: 199-214
- FULLER, A., COWELL, B.C. 1985. Seasonal variation in benthic invertebrate recolonization of small-scale disturbances in a subtropical Florida lake. *Hydrobiologia* 124: 211-221
- HAIR, J.F., BLACK, W.C., BABIN, B.J., ANDERSON, R.E., TATHAM, R.L. 2009. *Análise Multivariada de Dados*. Editora Bookman, Porto Alegre
- HAMMER, Ø., HARPER, D., RYAN, P.D. 2007 PAST – Palaeontological Statistics, version 1.89. World Wide Web electronic publication, accessible at <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf>. Accessed in October 5<sup>th</sup> 2009
- HARGEBY, A. 1990. Macrophyte associated invertebrates and the effect of habitat permanence. *Oikos* 57 (3):338-346
- HARRISON, S.S.C., HILDREW, A.G. 2001. Epilithic communities and habitat heterogeneity in a lake littoral. *Journal of Animal Ecology*, 70, 692-707
- HEINO, J. 2000. Lentic macroinvertebrates assemblages structure along gradients in spacial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia* 418: 229-242
- HIGUTI, J., TAKEDA, A.M. 2002. Spatial and temporal variation in densities of chironomidae larvae (Diptera) in two lagoons and two tributaries of the upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 62(4B): 807-818
- IBGE. 2004. Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente, Rio de Janeiro.
- JACKSON, M.J. 1997. *Sampling methods for studying macroinvertebrates in the littoral vegetation of shallow lakes*. BARS 17, The Broads Authority, Norwich. 173p

- JUNK, W.J., BAYLEY, P.B., SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science* 106: 110–127
- KOLDING, J, ZWIETEN, P.A.M. van, 2006. Improving productivity in tropical lakes and reservoirs. Challenge Program on Water Food – *Aquatic Ecosystems and Fisheries Review* Serie 1. Theme 3 of CPWF, C/o WorldFish Center, Cairo, Egypt. 139pp.
- LANG, C .1997. Oligochaetes, organic sedimentation, and trophic state: how to assess the biological recovery of sediments in lakes? *Aquatic Sciences* 59:26-33
- LANG, C. 1998. Contrasting responses of oligochaetes (Annelida) and chironomids (Diptera) to the abatement of eutrophication in Lake Neuchâtel. *Aquatic Sciences* 61: 206-214
- LELLES, C.L., SILVA, E., GRIFFITH, J.J., MARTINS, S.V. 2005. Perfil ambiental qualitativo na extração de areia em curso d'água. *Revista Árvore*. 29(3): 439-444.
- LENAT, D.R., CRAWFORD, J.K. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 294 (3): 185-199.
- LOPRETTO, E.C. & G. TELL. 1995. *Ecosistemas de aguas continentals: metodologias para su estudio*. Argentina, Ed. Sur. Tomo III, 1397p.
- MAACK, R. 1981. Geografia física do estado do Paraná. 2ª Ed. Curitiba: Olympio Editora. 450p.
- MARQUES, M.G.S.M., FERREIRA, R.L., BARBOSA, F.A.R. 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do rio Doce, MG. *Journal Brasil of Biology* 59: 203-210
- MERRITT, R.W. & K.W. CUMMINS. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque, Kendall/Hunt, 3<sup>o</sup> ed., 722p.
- MEYER, A.; COMBROUX, I.; TRÉMOLIÈRES, M. 2012. Dynamics of nutrient contents (phosphorus, nitrogen) in water, sediment and plant after restoration of connectivity in side-channels of the River Rhine. *Restoration Ecology*. doi: 10.1111/j.1526-100X.2012.00884.x
- MILBRINK, G., TIMM, T., LUNDBERG, S. 2002. Indicative profundal oligochaete assemblages in selected small Swedish lakes. *Hydrobyologia* 468:53-61

- MOLETTA, I.M., NUCCI, J.C., KRÖKER, R. 2005. Carta de hemerobia de uma área de extração de areia no bairro do Umbará, Curitiba/PR/ Brasil. Anais do XI Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, USP
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L. & BAPTISTA, D. F. 2010 Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Technical Books, 176p.
- NASCIMENTO, L.V.; ALBERTONI, E.F., SILVA, C.P. 2011. Fauna de coleptera associada a macrófitas aquáticas em ambientes rasos do sul do Brasil. *Perspectiva*, 35(129): 53-64.
- NEIFF, J.J. 1975. Fluctuaciones anuales en la composición fitocenótica y biomasa en lagunas isleñas del Paraná Medio. *Ecosur* 3(4): 153-183
- NEIFF, J.J., POI DE NEIFF, A.S.G., CASCO, S. 2001. The effect of prolonged floods on *Eichhornia crassipes* growth in Paraná River floodplain lakes. *Acta Limnologica Brasiliensis* 13 (1): 51-60
- NESSIMIAN, J.L. & DE LIMA, I.H.A.G. 1997. Colonização de três espécies de macrófitas por macroinvertebrados aquáticos em um brejo no litoral do estado do Rio de Janeiro. *Acta Limnologica Brasiliensis*. 9(1): 149-163
- O'TOOLE, C., DONOHUE, I., MOE, S.J., IRVINE, K. 2008. Nutrients optima and tolerances of benthic invertebrates, the effects of taxonomic resolution and testing of selected metrics in lakes using na extensive European data base. *Aquatic Ecology* 42: 277-291
- ODUM, E.P. 2001. Fundamentos de Ecologia. 6ª. Ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.
- PAMPLIN, P.A.Z. 1999. Avaliação da qualidade ambiental da represa de Americana (SP-Brasil) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros ecotoxicológicos. Dissertação, Universidade de São Paulo.
- PEIRO, D. F., ALVES, R.G. 2006. Insetos aquáticos associados a macrófitas da região litoral da represa do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). *Biota Netropica* 6(2): 1-9
- POI DE NEIFF, A.S.G., ZOZAYA, I.Y.B. 1989. Efecto de las crecidas sobre las poblaciones de invertebrados que habitan macrófitas emergentes en las islas del rio Paraná. *Revista Hydrobiologia Tropical* 22(1): 13-20



- QUIROS, R. 2002. The nitrogen to phosphorus ratio for lakes: A cause or a consequence of aquatic biology? (p: 11-26). In A. Fernandez C. and G. Chalar M. (eds.) *El Agua en Iberoamerica: De la Limnología a la Gestión en Sudamerica*. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnologia para el Desarrollo (CYTED), Buenos Aires, Argentina. 172 p.
- RAST, W.; THORTON, J.A. 1996. Trends in eutrophication research and control. *Hydrological Processes* 10: 295-313
- RIVAS, Z.; MEDINA, H.L.; GUTIÉRREZ, J. & GUTIÉRREZ, E. 2000. Nitrogen and phosphorous levels in sediment from tropical Catatumbo River (Venezuela). *Water, Air and Soil Pollution*, 117: 27-37.
- SANDIN, L., JOHNSON, R.K. 2004. Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. *Landscape Ecology* 19: 501-514
- SCHILLING, E.B., LOCKABY, B.G. 2006. Relationships Between Productivity and Nutrient Circulation Within Two Contrasting Southeastern U.S. Floodplain Forests. *Wetlands* 26: 181-192
- STATSOFT, INC (2005). *Statistica* (data analysis software system), version 7.1. [www.statsodt.com](http://www.statsodt.com).
- SMITH, V.H. 1982. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: Na empirical and theoretical analysis. *Limnology and Oceanography* 27(6): 1101-1112
- THIÉBAUT, G. 2008. Phosphorus and aquatic plants. *Plant Ecophysiology* 7: 31-49
- THOMAZ, S.M., CUNHA, E.R. 2010. The Role Of Macrophytes In Habitat Structuring In Aquatic Ecosystems: Methods Of Measurement, Causes And Consequences On Animal Assemblages' Composition And Biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22(2): 218-236
- TRAYLER, K. 2000. *Stream Ecology*. Water & Rivers Comission, Australia. 20pp.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. 1995 *Larvas De Chironomidae (Diptera) Do Estado De São Paulo - Guia De Identificação E Diagnose Dos Gêneros*. Editora Da Universidade De São Carlos. São Carlos, São Paulo.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMARA-TUNDISI, T. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 63p.

- VOLLENWEIDER, R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication OECD Report DAS/CJS 68: 1-250
- VOLLENWEIDER, R.A. 1983. Eutrophication. Notes distributed during the II Meeting of the regional Project on the Eutrophication of Tropical Lakes. Brazil: Cepis.
- WARD, J.V. 1992. *Aquatic Insect Ecology* 1. Biology and Habitat. John Willey & Sons, New York
- WEATHERHEAD, M.A., JAMES, M.R. 2001. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia* 462: 115-129
- WETZEL, R.G. 1984. Detrital dissolved and particulate organic carbon functions in aquatic ecosystems. *Bulletin of Marine Science* 35(3):503-509
- WETZEL, R.G. 1990. Reservoir ecosystems: conclusions and speculations. In: Thorton KW, Kimmel BL, Payne, FE (Eds.) *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley & Sons, p.227-238
- WETZEL, R.G. 2001. *Limnologia*. 2ed. Lisboa, Pt: Saunders College Publishing. 11 (1): 88–93.
- WIGGINS, G.B. 1996. *Larvae of the North American Caddisfly genera (Trichoptera)*. 2ª ed., University of Toronto Press Incorporated, Toronto, Canada. 457pp.
- Zar, J.H. 1999. Bioestatistical Analysis. 4ª Ed. Rio de Janeiro: Editora Prentice-Hall do Brasil Ltda. 663 pp

## CAPÍTULO 2

### USO DE *CHIRONOMUS XANTHUS* REMPEL, 1939 (CHIRONOMIDE, DIPTERA) CRIADOS EM MASSA PARA AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA DE INSETICIDAS QUÍMICOS E EFLUENTES DOMÉSTICOS.\*

---

**\*Capítulo preparado para publicação na *Ecotoxicology and Environmental Safety***

#### **Introdução**

Muitos gêneros, e mesmo espécies, da família Chironomidae possuem ampla distribuição, embora seja ainda muito comum encontrar divergências sobre sinonímias.

Vários estudos têm sido realizados para desenvolver metodologias de criação de insetos em laboratório, com o objetivo de utilizar estes organismos para estudos de toxicidade aguda e crônica, assim como avaliações de impactos ambientais. Nath *et al.* (2009) propuseram um modelo de insetário para criação e citam seu uso em estudos de avaliação ambiental utilizando *Chironomus ramosus* Chaudhuri 1992, que busca atender a necessidade de enxame e vôo para cópula. Lerner *et al.* (2008) aponta a necessidade de crepúsculo para oviposição de Chironomidae e Martin *et al.* (1980) mostraram a necessidade de se reproduzir

artificialmente essa situação para garantir a obtenção de oviposição em laboratório (Martin *et al.* 1980). A cultura em laboratório também já foi descrita para outros gêneros como *Goeldichironomus holoprasinus* Goeldi, 1905 (Zilli *et al.*, 2009), *Chironomus decorus* Johannsen, 1905 (Maier *et al.*, 1990), *Chironomus tentans* Fabricius, 1805 (Dawson *et al.*, 2000) e *Chironomus xanthus* Rempel, 1939 (Fonseca & Rocha 2004).

A ampla plasticidade em relação às condições químicas da água e as respostas morfológicas e fisiológicas apresentadas por quironomídeos é uma ferramenta útil ao monitoramento ambiental (Obrdlik & Garcia-Lozano, 1992). Há evidências inclusive do seu uso como “filtro biológico” em ambientes dulcícolas, promovendo a remoção de bactérias (Sokolova *et al.*, 1992).

A emissão de contaminantes em ambientes aquáticos pode ser caracterizada como não pontual e pontual. As fontes poluentes não pontuais são dificilmente identificadas e, portanto, de difícil atuação na sua neutralização (Hodgson, 2004). Uma grande quantidade de produtos desta natureza que comprometem a qualidade dos ambientes aquáticos é despejada diariamente em corpos d’água, ocorrendo esta ação de forma acidental ou intencional. Já as fontes pontuais, como despejos de esgoto ou vazamentos acidentais de indústrias, são mais facilmente detectáveis.

Os inseticidas são reconhecidos como poluentes não pontuais, visto que a parcela que chega a ambientes aquáticos é resultado de lixiviação no solo e escoamento. Porém, o derramamento direto nos rios, lavagens de maquinários e deposição de embalagens são registros de contaminação pontual (Barceló & Hennion, 2003). A grande produção agrícola no Brasil fez desse país o maior consumidor de praguicidas do mundo no ano de 2009, segundo os dados da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2009). Dentre os inseticidas químicos mais usados encontram-se os piretróides e os organofosforados. Ambos atuam no controle de pragas agrícolas, da pecuária e no controle sanitário de vetores nas fases juvenis ou adultas (WHO, 2003, 2009).

A legislação brasileira permite o uso do piretróide alfa-cipermetrina no controle de pragas da agricultura, por pulverização na parte aérea das culturas de algodão, batata, café e milho (DOU, 2002); cana-de-açúcar e batata (DOU, 2010) e em 2011 houve o pedido de avaliação ao Ministério da Agricultura, Pecuária e

Abastecimento para as culturas de arroz irrigado e soja (DOU, 2011). Este produto apresenta vida média no solo de quatro semanas, sua degradação leva a subprodutos menos tóxicos, e em solução aquosa sofre fotólise moderada, sendo a taxa de degradação dependente da intensidade solar. Decompõem-se rapidamente em pH neutro e temperatura próxima a 25°C, com meia-vida de aproximadamente 50 dias, tendo solubilidade muito baixa (0,01-0,2 mg/L).

Muito se afirma sobre o baixo impacto negativo da alfa-cipermetrina no ambiente, havendo efeitos tóxicos significativos em casos de derrames, em uso indevido ou em excesso do produto (WHO, 2009; WHO, 2012). Este produto pode atingir espécies não alvo, causando danos à cadeia trófica, uma vez que é considerado altamente tóxico para artrópodes e peixes, em condições laboratoriais (WHO, 2012).

Embora o uso de alfa-cipermetrina seja amplo no controle de pragas em culturas, o registro de ensaios de sua toxicidade aguda com larvas do gênero *Chironomus* Meigel, 1903 não é extenso. Muitos trabalhos retratam o uso de alfa-cipermetrina no controle de *Chironomus riparius* Meigen, 1804 e *Chironomus ramosus* Chaudhuri, Das & Sublette 1992 em culturas de arroz (Helliwell & Stevens, 2000; Faria *et al.*, 2007; Majumdar & Gupta, 2009). A informação até o presente momento aceita pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2012), é baseada em um trabalho da BASF (1997), que relata a concentração efetiva  $CE_{50}=0,000227$  ppm, para *C. riparius*.

Outro inseticida bastante utilizado é o organofosforado malation. Um pedido de uso foi feito ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento em 2009 para avaliar a eficácia, praticabilidade agrônômica e testes de resíduos na cultura de soja (DOU, 2009). Atualmente é permitido seu uso no combate de pragas de algodão, citros, maçã, pêssego, repolho e tomate (DOU, 2011a). A meia-vida do malation no ambiente dulcícola varia com a temperatura e pH, podendo ser de menos de 12 horas (pH 9, 25°C), 6 dias (pH 7, 25°C), até 106 dias (pH 5, 25°C) (Durkin, 2008).

O malation é considerado muito perigoso ao meio ambiente (Classe II pela portaria normativa do IBAMA nº 84, 1996), sendo altamente tóxico para organismos aquáticos (Malathion UL Cheminova Comerc, 2007). A legislação brasileira prevê também o limite máximo de malation em águas doces na resolução nº 357-

CONAMA (2005), conferindo o valor de 0,1 µg/L para Classe I e Classe II e 100 µg/L para Classe III. Há relatos da toxicidade de malation, como o citado pelo Departamento de Proteção Ambiental da Flórida, que acompanhou a fauna de macroinvertebrados em cinco lagos e relatou a redução ou ausência de organismos que vivem nos sedimentos e são expostos a este organofosforado (FDEP, 1998).

Há diferentes formas de testar os efeitos de contaminações não pontuais e pontuais. Determinar quais poluentes são menos danosos ao ambiente e quais efeitos são decorrentes de sua presença dependem do objetivo da investigação, podendo estar relacionado à realização do licenciamento de um determinado produto, do monitoramento ambiental ou do diagnóstico de área. Muitos destes testes para avaliação de contaminantes vêm sendo realizados com o gênero *Chironomus*. Stevens (1999) e Novelli (2012) reavaliam ensaios *in situ*, enquanto outros autores realizaram testes em laboratório, utilizando organismos coletados em ambientes naturais para testar o seu nível de suscetibilidade em ambientes de recreação (Ali & Mulla, 1979), para avaliar o grau de poluição de um habitat, ou ainda a eficácia de inseticidas (Simpson & Roger, 1995; Stevens, 2003, Printes *et al.*, 2011). Costa *et al.* (2008) relatam que no Brasil há um grande uso de *C. xanthus* como bioindicador, porém ainda segundo Costa (*op cit*) não há uma padronização nos ensaios realizados, não havendo normatização a partir dos órgãos regulamentadores.

Uma vez que o uso do gênero *Chironomus* como bioindicador ainda não está totalmente esclarecido na literatura, o presente estudo buscou avaliar o uso da espécie *Chironomus xanthus*, criada em laboratório, para determinar sua eficiência no uso de ensaios de toxicidade aguda (concentrações letais: CL50, CL90 e CL99) de alfa-cipermetrina, malation e esgoto bruto.

## **Metodologia**

### **Criação em massa**

Em fevereiro de 2007 foram coletados exemplares imaturos de Chironomidae em cavas laterais adjacentes ao Rio Iguaçu, entre os municípios de Curitiba e Fazenda Rio Grande (S 25°37'23", O 49°19'00"), usando peneiras com abertura de malha de 0,5 mm sobre a vegetação marginal em ambientes lênticos. Os organismos ainda vivos foram acondicionados em frascos para transporte ao

Laboratório de Entomologia Médica e Veterinária da Universidade Federal do Paraná, onde ainda são mantidos.

As massas ovígeras foram mantidas em bandejas plásticas de cor branca (40cmx27cmx7,5cm) fechadas com tela fina, com dois terços da capacidade preenchidos com água decolorada, ondem as larvas eclodiram. A temperatura ( $25 \pm 2^\circ\text{C}$ ) e fotofase de (12 horas) foram controladas. Para a alimentação das larvas foi utilizada ração para peixe ornamental, maceradas e na proporção de 0,4g por bandeja, uma vez por semana. A identificação dos insetos foi feita a partir das larvas, usando como literatura base a chave de identificação de larvas Trivinho-Strixino & Strixino (1995) com posterior conferência desses indivíduos com especialistas.

Os adultos emergentes dessas massas ovígeras e das massas seguintes obtidas em laboratório foram transferidos para gaiolas contendo potes com água decolorada e água enriquecida com ração para peixe retirada das bandejas dos juvenis na razão de 1:1, para proporcionar ambiente para cópula e oviposição.

Uma vez determinada que apenas a espécie (*Chironomus xanthus*) estava sendo mantida em laboratório e a partir da 27ª geração, os indivíduos foram distribuídas em 5 aquários com aeração constante e cama de areia fina de aproximadamente 3 centímetros no fundo, como proposto por Fonseca & Rocha (2004).

#### *Delineamento experimental*

Os indivíduos usados para os ensaios foram larvas de *C. xanthus* com 7 a 9 dias de vida, compreendendo larvas de no 3º ínstar final e 4º ínstar inicial de desenvolvimento, que pertencessem a uma ou mais massas ovipositadas no mesmo dia.

A definição do uso do 3º instar final dá-se uma vez que o terceiro instar é o que representa maior tempo de desenvolvimento e, portanto, grande variação de tamanho. O 4º instar inicial justifica-se, pois é esse instar o que apresenta o maior crescimento em tamanho, e larvas do quarto instar final apresentam maior resistência as condições do ambiente e maior “precisão” quanto sua morfologia (Epler, 2001).

Os poluentes usados nos ensaios foram alfa-cipermetrina, malation e esgoto doméstico. Foi utilizada alfa-cipermetrina de grau analítico Lote 5024X (grau de pureza de 99,8%), diluído em acetona 19.960 ppm e posteriormente etanol para preparo de alíquotas diluídas como soluções estoque (mantidas sob refrigeração - 80°C), solução mês (diluição preparada para uso pelo período de até um mês) e solução dia (preparo de diluição para realização dos ensaios); o malation (Malathion UL Cheminova), de grau técnico (sem número lote, fornecido diretamente pela empresa Cheminova) (grau de pureza 96,5%), foi diluído em acetona a 6 ppm como definido na metodologia de Ali (1981); o esgoto doméstico foi coletado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Padilha Sul do município de Curitiba, Paraná. O material usado foi o esgoto bruto após ter passado pelo desarenador, porém sem nenhum tratamento químico.

A realização dos ensaios foi feita em compartimentos cilíndricos de vidro (7,2cm de altura interna e 7,8 cm de diâmetro interno) de fundo plano com 200 mL de água e sem adição de substrato. Em cada tudo foram transferidas 10 larvas, com distribuição randomizada. Optou-se por usar água mineral e não adicionar ração durante os experimentos devido à alta adsorção de piretróides por carbono orgânico dissolvido, pequenas partículas ou colóides (Maund *et al.*, 2002). Para cada um dos produtos foram testadas diferentes concentrações, cada qual com quatro réplicas, sendo os ensaios repetidos três vezes (Figura 1).

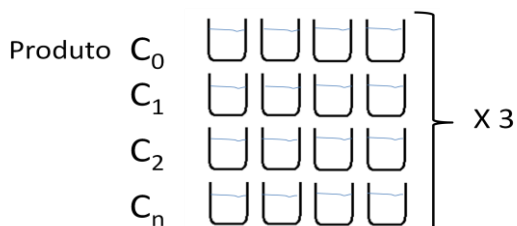


Figura 1. Esquema de delineamento experimental para bioensaios com larvas de *Chironomus xanthus*. C<sub>0</sub>=controle; C<sub>1</sub>=concentração mais baixa usada até C<sub>n</sub>=maior concentração usada.

Todos os ensaios tiveram uma série controle contendo a mesma quantidade de água mineral e sem qualquer outro produto, assumindo o mesmo padrão de amostragem.



A duração total de cada ensaio foi de 96 horas, realizando-se leituras de mortalidade a cada 24 horas, conforme sugerido para peixes e macroinvertebrados em APHA (2005).

As concentrações testadas de alfa-cipermetrina no presente estudo foram baseadas principalmente em ensaios de cipermetrina realizados com *C. riparius* (Goedkoop *et al.*, 2010) que avaliaram os efeitos do pesticida sobre a sobrevivência da espécie. Estes autores relataram que em uma concentração de 0,0008 ppm a mortalidade era de 0 a 30% e com 0,0032 ppm não havia sobrevivência, ou seja, valores de mortalidade maiores do que os descritos neste estudo. A série para a determinação e confirmação de CL<sub>50</sub>, CL<sub>90</sub> e CL<sub>99</sub> para alfa-cipermetrina utilizou-se as seguintes concentrações: 0,002; 0,003; 0,004; 0,005; 0,006; 0,007; 0,008 ppm.

As concentrações de malation testadas foram baseadas em CL50 obtidas com as espécies *C. tepperi* (24 horas-CL50=0,0081-0,0087 ppm) (Stevens, 1992), *C. decorus* (24 horas – CL50=0,032-0,12 ppm) (Ali, 1981), *C. crassicaudatus* (24 horas – CL=0,056-0,16 ppm) (Ali, 1981, Stevens, 1992; Belden & Lydy, 2001; Rider & LeBlanc, 2005), determinando assim concentrações mínimas e máximas registradas na literatura para as diferentes espécies de *Chironomus*. A série testada apresentou as concentrações: 0,0025; 0,005; 0,0075; 0,009; 0,01; 0,025; 0,04, e 0,05 ppm.

Os ensaios realizados com o esgoto bruto tiveram a série de diluições de 1:7, 1:6, 1:5, 1:4, 1:3, 1:2, 1:1, assumindo as concentrações da solução como sendo 14,28; 16,67; 25; 33,33; 50 e 100%, respectivamente (Knie & Lopes, 2004).

#### *Avaliação e análise de dados*

Foram contabilizados a cada 24 horas os organismos vivos, os mortos e os que sofreram canibalismo. Foram considerados mortos os indivíduos que não apresentaram qualquer reação ao toque (Landis & Yu, 2005). Os organismos ainda vivos, ou já mortos, que fossem encontrados com ausência de parte do abdômen ou apenas sua cápsula cefálica eram considerados como predados. Aqueles indivíduos que não foram encontrados também foram registrados como predados.

Nos ensaios com os inseticidas, os organismos mortos eram contabilizados, porém não retirados dos compartimentos, prevendo a ação de paralização

momentânea (efeito Knockdown). Nos ensaios com esgoto bruto, os organismos mortos foram retirados devido à alta taxa de decomposição na presença de grandes quantidade de matéria orgânica.

As CL-50, 90 e 99 foram calculadas por meio do método de estimação não linear, por meio de cálculos de probitos (Probit regression, programa Statistica® 7.0 – StatSoft, 2005), aplicando-se o método de estimação de Quasi-Newton. Os valores referentes às probabilidades previstas foram representados em diagrama de dispersão e as predições das CL50, CL90 e CL99 definidas a partir da aplicação da análise de regressão múltipla, a partir das probabilidades previstas (Bliss, 1934).

Para comparar a influência do intervalo de tempo das leituras, das concentrações semi-letais e letais e da relação entre tempo e dosagem sobre a mortalidade, foi utilizado o teste de Análise da Variância (ANOVA) para medidas repetidas, assumindo significância estatística quando  $p < 0,05$ . Em casos de significância estatística, foi realizado o teste de acompanhamento de Tukey para  $n$ 's iguais (Zar, 1999) usando o programa Statistica® 7.0 (StatSoft, 2005).

## Resultados e Discussão

### Criação

A criação *C. xanthus* em laboratório não demonstrou exigências com presença de troncos no substrato para reprodução e manutenção da colônia, diferente do que foi encontrado por Corbi & Trivinho-Strixino (2006) com duas espécies de Chironomidae (*Goeldichironomus maculatus* Strixino e Strixino 1991 e *Goeldichironomus luridus* Strixino e Strixino 2005). Tampouco exige grandes áreas para cópula e oviposição como afirmam Nath *et al.* (2009).

Como relatado por Fonseca & Rocha (2004), a fase pupal é curta, assim como a fase adulta, que requer apenas abrigo para acasalamento e oviposição, não se alimentando. Os cuidados na manutenção da colônia são voltados principalmente a fase larval, que apresenta a maior duração e onde os organismos despendem maior energia.

Como proposta de padronização, foi desenvolvido um “Protocolo de criação e manutenção de colônia de *Chironomus xanthus* Rempel, 1939 em condições laboratoriais” (Anexo 2), com o objetivo de estabelecer critérios e procedimentos necessários para a criação massal da espécie em laboratório.

### Alfa-cipermetrina

Nos ensaios realizados no presente trabalho com *C. xanthus* foi observada uma variação de mortalidade de  $72,7 \pm 15,7\%$  para a concentração 0,002 ppm a  $97,3 \pm 4,3\%$  para a concentração de 0,25 ppm, havendo diferença significativa entre os tempos de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs nas concentrações de 0,002; 0,003 e 0,004 ppm ( $F_{27, 318}=2,9088$ ;  $p=0,000$ ) (Tabela 1, Figura 2). Ao realizar a comparação de cada um dos tempos entre as concentrações, verificou-se que em 24 horas há diferença entre as concentrações de 0,003 a 0,25 ppm em relação ao controle ( $p<0,05$ ). A partir de 48 horas houve diferença de todas as concentrações em relação ao controle ( $p<0,05$ ).

Tabela 1: Frequência relativa percentual média da mortalidade de *Chironomus xanthus* em testes agudos em laboratório com leituras de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs usando alfa-cipermetrina.

Concentração Ppm	24hs	48hs	72hs	96hs	Mortalidade % média $\pm$ DP	P
0	4,2	3,3	2,5	1,7	$2,9 \pm 1,1$	$>0,05$
0,002	49,2	80,0	80,8	80,8	$72,7 \pm 15,7$	$<0,05$
0,003	76,7	90,0	92,5	96,7	$89,0 \pm 8,6$	$<0,05$
0,004	70,0	85,8	87,5	89,2	$83,1 \pm 8,9$	$<0,05$
0,005	75,8	81,7	86,7	90,0	$83,6 \pm 6,2$	$>0,05$
0,006	83,3	96,7	97,5	98,3	$94,0 \pm 7,1$	$>0,05$
0,007	93,3	99,2	100,0	100,0	$98,1 \pm 3,2$	$>0,05$
0,008	90,8	99,2	99,2	100,0	$97,3 \pm 4,3$	$>0,05$
P	$<0,05$	$<0,05$	$<0,05$	$<0,05$		

Foi determinado o valor de CL50 igual a 0,002 ppm (IC 95% 0,0009-0,0031 ppm), CL90 igual a 0,006 ppm (IC 95% 0,0054-0,0069 ppm) e CL99 igual a 0,007 ppm (IC 95% 0,0063-0,0080 ppm), havendo diferenças significativas entre estas concentrações como verificado na mortalidade, e apresentado na Figura 3. O limite mínimo possível para quantificado alfa-cipermetrina na água é baixo (0,0003 ppm) (Fournier *et al.*, 2010) e não há legislação vigente que determine concentrações máximas permitidas. No presente trabalho, a mortalidade (CL50) de *C. xanthus* por

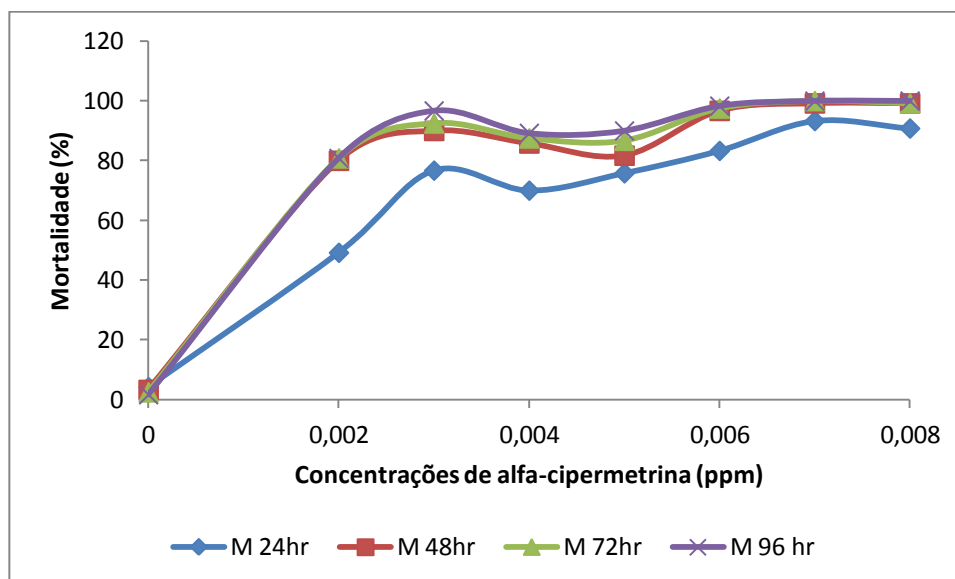


Figura 2 – Taxa de mortalidade de *Chironomus xanthus* em relação ao tempo de bioensaios em laboratório com leituras de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs e concentrações de alfa-cipermetrina.

alfa-cipermetrina ocorreu em concentrações mais elevadas do que o limite de detecção deste produto na água, assim o uso desse organismo como bioindicador mostra-se adequado.

Esse produto apresenta característica de degradação rápida, como observado por Farmer *et al.* (1995), que demonstraram que há degradação de 70% do produto em apenas 24 horas após pulverização em mesocosmo. Vieira *et al.* (2007) também relatam a degradação do produto de 80% em até 10 dias, não sendo metabolizado em subprodutos tóxicos. Mesmo que um produto apresente propriedades de decomposição rápida e não apresente subprodutos tóxicos, a sua introdução pode causar impactos imediatos. Este trabalho mostrou que estudo populacional e toxicológico com larvas de *C. xanthus* pode ser utilizado para medir este tipo de impacto.

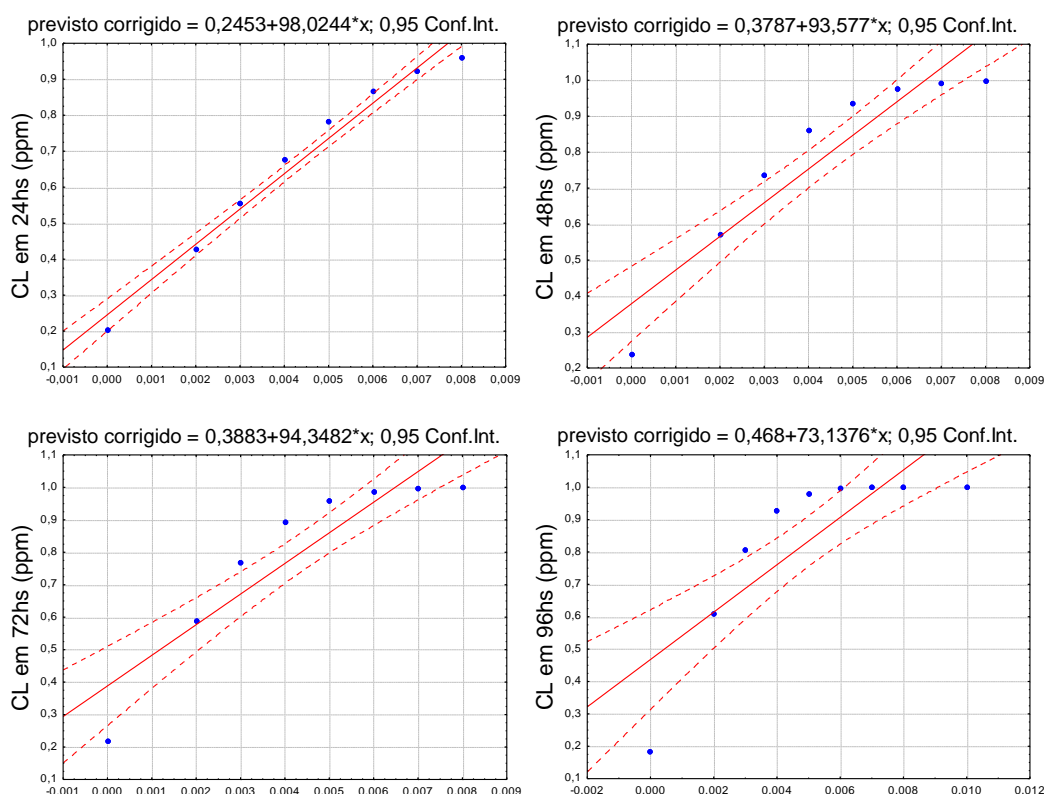


Figura 3. Curva de mortalidade e intervalo de confiança das concentrações letais de alfa-cipermetrina (CL50, CL90 e CL99) para *Chironomus xanthus* estimadas nos tempos de avaliação de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs.

### Malation

A mortalidade de indivíduos apresentou diferença significativa entre os tempos e concentrações ( $F_{21,264}=11,290$ ;  $p=0,00$ ), observando uma variação média de  $32,5 \pm 24,8\%$  para a concentração de 0,005 ppm a  $93,3 \pm 7,0\%$  para a concentração de 0,05 ppm. A comparação entre os tempos apresentou diferença nas concentrações 0,005; 0,0075; 0,09 e 0,01 ppm ( $p < 0,05$ ), sendo que a partir de 0,025 ppm não houve diferença entre as médias de mortalidade observadas entre os tempos (Tabela 2).

A comparação entre as médias de mortalidades observadas para cada uma das concentrações em cada um dos tempos apresentou diferença significativa ao longo de todo experimento ( $p < 0,05$ ) (Tabela 2 e Figura 4), sendo que em 24 horas as concentrações 0,005 ppm a 0,01 ppm foram estatisticamente equivalentes ao controle ( $p > 0,05$ ), apresentando diferença apenas a partir da concentração 0,025 ( $p < 0,05$ ). Em 48 horas as concentrações 0,005 ppm e 0,0075 foram equivalentes ao controle ( $p > 0,05$ ), apresentando diferença entre as demais concentrações

( $p < 0,05$ ). Após 72 horas há diferença significativa no aumento da mortalidade a partir de 0,0075 ppm ( $p < 0,05$ ) e em 96 horas esta diferença fica estabelecida para todos os tratamentos ( $p < 0,05$ ). Nesses últimos dois períodos de tempos estabelecidos para leitura, a alta mortalidade pode ser explicada pela degradação de malation em malaoxona, subproduto altamente tóxico como descrito por Wolfe *et al.* (1977).

Tabela 2: Frequência relativa percentual média da mortalidade de *Chironomus xanthus* em testes agudos em laboratório com leituras de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs usando malation.

Concentração ppm	24hr	48hr	72hr	96hr	Mortalidade média $\pm$ DP	P
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	$>0,05$
0,005	5,0	19,2	46,7	59,2	$32,5 \pm 24,8$	$<0,05$
0,0075	9,2	39,2	66,7	83,3	$49,6 \pm 32,5$	$<0,05$
0,009	24,2	51,7	78,3	88,3	$60,6 \pm 28,8$	$<0,05$
0,01	30,0	60,0	76,7	80,8	$61,9 \pm 23,1$	$<0,05$
0,025	75,8	83,3	89,2	94,2	$85,6 \pm 7,9$	$>0,05$
0,04	80,8	92,5	96,7	97,5	$91,9 \pm 7,7$	$>0,05$
0,05	83,3	94,2	96,7	99,2	$93,3 \pm 7,0$	$>0,05$
p	$<0,05$	$<0,05$	$<0,05$	$<0,05$		

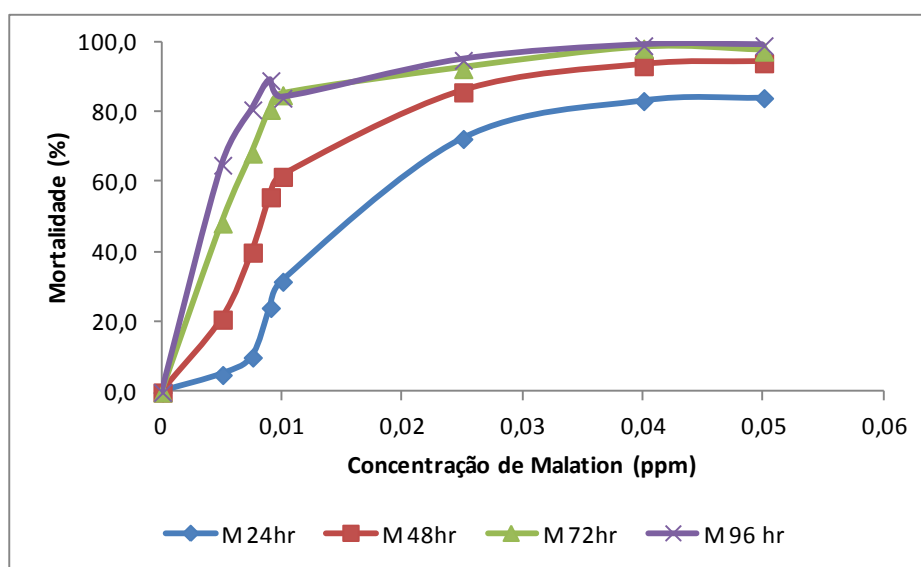


Figura 4: Taxa de mortalidade de *Chironomus xanthus* em relação ao tempo de bioensaios em laboratório com leituras de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs e concentrações de malation.

Os valores observados das concentrações letais foram: CL50 = 0,02 ppm (IC 95% 0,014-0,028 ppm); CL90 = 0,04 ppm (IC 95% 0,038-0,043 ppm), e CL99 = 0,05 ppm (IC 95% 0,043-0,059 ppm). As diferenças significativas da mortalidade das larvas entre os tempos e doses podem ser visualizadas na Figura 5.

O valor de CL<sub>50</sub> para malation obtido nos ensaios com *Chironomus xanthus* foi maior do que o registrado na literatura para a espécie *Chironomus tepperi* (CL50=0,0081-0,0087 ppm) (Stevens, 1992) e para *Chironomus ramosus* (CL50=0,00000139 ppm) em 24 horas (Majumdar & Gupta, 2009). Contudo, esta CL50 estimada foi menor do que as registradas para espécies como *Chironomus decorus* (CL50=0,032-0,12 ppm) e *Chironomus crassicaudatus* (CL50=0,056-0,16 ppm) (Ali, 1981; Stevens, 1992; Belden & Lydy, 2001; Rider & LeBlanc, 2005).

Os valores encontrados podem ser resultado das diferentes sensibilidades de cada espécie a este determinado produto. Além disso, os valores obtidos para as concentrações letais em *C. xanthus* podem ter a diferença de outras espécies acentuada uma vez que ensaios deste trabalho foram realizados com organismos criados em laboratório, diferente dos trabalhos de Majumdar & Gupta (2009) e Stevens (1992), que fizeram seus ensaios com organismos coletados em campo. Segundo Cano *et al.* (1999), indivíduos coletados em campo podem já ter entrado em contato com diversas substâncias, o que pode interferir nos resultados dos ensaios de toxicidade. Desta forma, *The Resource Agency – Department of Fish and Game* (1998) sugere desconsiderar para comparação de resultados de toxicidade aqueles dados obtidos a partir de organismos coletados em campo pela margem de erro que esses métodos acarretam, com base nisso sugerem literaturas a serem desconsideradas.

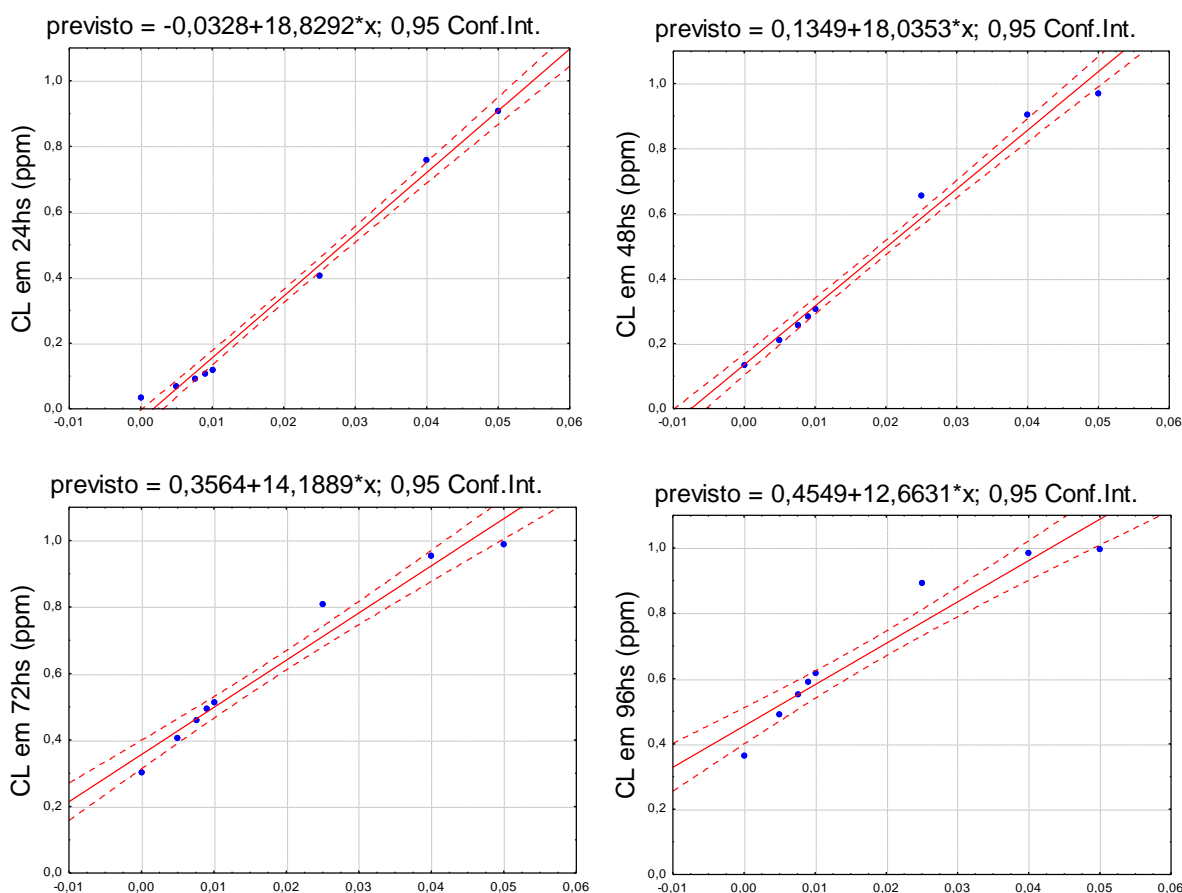


Figura 5. Curva de mortalidade e intervalo de confiança das concentrações letais de malation (CL50, CL90 e CL99) para *Chironomus xanthus* estimadas nos tempos de avaliação de 24hs, 48hs, 72hs e 96hs.

Os resultados obtidos permitem propôr que *C. xanthus* é um organismo sensível ao organofosforado malation. Em bioensaios que utilizem esta espécie para determinação de toxicidade de produtos é aconselhado que seja feito apenas com organismos criados em laboratório para minimizar possíveis exposições a outros xenobióticos, e assim, elevar sua tolerância.

### Efluentes

Diferentemente dos ensaios propostos com inseticidas, os testes com efluentes são determinados a partir de padrões de diluição, já que em um mesmo ambiente em momentos diferentes pode-se encontrar uma gama variada e alterada de compostos. A companhia de saneamento fornecedora do efluente apresentou as seguintes informações sobre o esgoto bruto usado neste estudo (Média±Desvio Padrão): temperatura=20,4±2,7°C; pH=7,3±0,2; DQO=591,2±236,8 mg/L;



DBO<sub>5</sub>=349,3±118,0 mg/L; sólidos sedimentáveis=4,0±2,3 mL/L e sólidos suspensos=200,1±93,5 mL/L (Tabela 3), sendo parâmetros que oscilam devido ao uso pela população, foram considerados dados de um ano de acompanhamento.

Tabela 3: Características químicas do esgoto bruto da ETE Padilha Sul, dados do dia da coleta e média de um ano, usados para os ensaios com *C. xanthus* em laboratório.

	Temp °C	pH	DQO mg/L	DBO <sub>5</sub> mg/L	Sól. Sed. mL/L	Sól. Susp. mL/L
Dias (médias dias dias coletados)	21,6	7,41	718	402,7	3,2	199
Ano (média de um ano)	20,4	7,3	591,2	349,3	4	200,1
DP	2,7	0,2	236,8	118	2,3	93,5

Sendo, Temp= temperatura do efluente, DQO= Demanda Química de Oxigênio, DBO<sub>5</sub>= Damanda Bioquímica de Oxigênio com leitura em 5 dias, Sól.Sed.= sólidos sedimentáveis e Sól.Susp.= sólidos suspensos; DP = Desvio Padrão em relação a média de um ano de amostragem.

Nos testes feitos com o esgoto bruto não houve diferença entre a interação dos fatores tempo e concentração ( $F_{21,264}=0,98146$ ;  $p=0,49$ ). Porém, considerando apenas as concentrações, independente dos tempos, houve diferença significativa entre a concentração de 50% e 100% (24,2±1,6 e 41,9±2,8 de mortalidade, respectivamente) em relação à concentração controle, 14%; 17%, 20% e 25% (4,6±3,4; 0,0±0,0; 1,2±0,9; 0,0±0,0; 5,0±0,0). A concentração de 33% (9,8±1,1) apresentou diferença significativa com a concentração de 100% (Tabela 4 e Figura 6). Sendo assim, é evidente que a concentração de 100% de esgoto levou a maior mortalidade, independente do tempo.

Apesar de terem sido estimados os valores de concentrações semi-letais e letais (CL50, 90 e 99), não foi observado mortalidade de *C. xanthus* de 50% ou mais, em nenhuma das concentrações nos tempo observados. Os valores estimados, independente dos tempos, para as concentrações letais foram: CL50=108,2% (IC 95% 96,9-119,5); CL90=187,9 (IC 95% 165,7-210,0), e CL99=205,8 (IC 95% 181,2-230,4), havendo diferença significativa apenas de CL50 para as demais. Assim, seria necessário, portanto, dobrar a carga de poluentes para haver mortalidade total de *C. xanthus* testado.

Tabela 4: Frequência relativa percentual média da mortalidade de *Chironomus xanthus* em testes agudos com efluente.

Concentração (Diluição - %)	24hr	48hr	72hr	96hr	Mortalidade média $\pm$ DP	p
0	0,0	4,2	6,7	7,5	4,6 $\pm$ 3,4	>0,05
14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0 $\pm$ 0,0	>0,05
17	0,8	0,8	0,8	2,5	1,2 $\pm$ 0,9	>0,05
20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0 $\pm$ 0,0	>0,05
25	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0 $\pm$ 0,0	>0,05
33	8,3	10,0	10,0	10,8	9,8 $\pm$ 1,1	>0,05
50	21,70	25,0	25,0	25,0	24,2 $\pm$ 1,6	>0,05
100	38,3	41,7	42,5	45,0	41,9 $\pm$ 2,8	>0,05
p	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		

A capacidade de *C. xanthus* permanecer em esgoto bruto provavelmente está relacionada à capacidade de depurar a água, promovendo um aumento da concentração de oxigênio dissolvido (Sokolova *et al.*, 1992) garantindo uma melhora gradativa do seu mesocosmos e, conseqüentemente, a sua permanência em ambientes com condições pouco favoráveis.

A variedade de substâncias presentes em rios é fortemente influenciada pelas características de uso e ocupação do solo. O esgoto bruto usado neste trabalho tem como característica sua produção em uma ocupação urbana não industrial, formada em grande parte por ocupações irregulares. A sub-bacia Padilha do Sul é a segunda bacia mais urbanizada do rio Iguaçu na região de Curitiba e apresenta a menor incidência de áreas verdes e bosques. O rio tem a denominação de Classe 2 segundo CONAMA resolução nº 357 (2005), porém segundo dados do Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 2005, 2009), que faz o acompanhamento dessa sub-bacia desde 1992, a análise usando o índice de Avaliação Integrada da Qualidade de Água (AIQA) classifica-a entre Poluída e Muito Poluída, conferindo o título de Classe 4, segundo a resolução nº 357 (CONAMA, 2005). Esta classificação é dada, pois viola os padrões de Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio, Fósforo total, Nitrogênio amoniacal e *Escherichia coli* em 83% das amostragens (CONAMA, 2005; APHA, 2005).

Considerando tais informações, é possível inferir que se *C. xanthus* não é um bom indicador, em ensaios agudos, para Padilha Sul. Também não o seria para

20% das demais ETEs que se encontram com as mesmas características. As ETEs que foram definidas como Medianamente Poluídas e Poluídas (52,7%) apresentaram cargas de metais pesados, turbidez e toxicidade maior do que a ETE Padilha Sul. Além destas, 26,4% das ETEs foram determinadas como Muito Poluídas ou Extremamente Poluídas (IPPUC, 2007). A partir de tais dados considera-se que *C. xanthus* também não seria um bom indicador em ensaios agudos nas demais ETEs.

Segundo Dornfeld *et al.* (2006), o uso em ensaios agudos para avaliar a toxicidade de sedimentos pode resultar em dados subestimados. Portanto, o uso em ensaios crônicos pode ser indicado, já que a plasticidade dessa espécie garante que esta permaneça em ambientes com condições bastante alteradas. Assim, estudos sobre modificações no padrão da população, além de acompanhamento com alterações morfológicas dos indivíduos podem resultar em boas práticas de monitoramento.

## **Conclusão**

Embora para a realização de ensaios para toxicidade aguda sugira-se exposição de até 96h, no presente estudo a exposição de 24 horas mostrou-se suficiente para determinar a toxicidade aguda para alfa-cipermetrina e para o malation, porém com o aumento do tempo de exposição do malation, aumenta-se também a sensibilidade do ensaio.

Ensaio de toxicidade aguda usando *C. xanthus* não é recomendada para avaliação de esgoto bruto, sendo que estes organismos mostraram-se altamente tolerantes a disponibilidade de oxigênio dissolvido, um dos fatores mais importantes na presença de efluentes não tratados.

*Chironomus xanthus* criados em condições de laboratório em colônias estabilizadas podem ser considerados livre da influência de quaisquer contaminantes, garantindo a efetivação de seu uso para avaliação de toxicidade de diversas substâncias e auxiliando no gerenciamento de ações sobre os possíveis danos ao ambiente.

## Referências

- Ali, A. & Mulla, M.S. 1979. Nuisance midge problem in south Califórnia chemical control strategies. *Bull. Soc. Vector. Ecol.* 4: 44-53
- Ali, A. 1981. Laboratory evaluation of organophosphate and new synthetic pyrethroid insecticides against pestiferous Chironomid midges of Central Florida. *Mosq. News.* 41(1): 157- 161.
- Ansari,A.A.; Gill,S.S.; Lanza,G.R.; Rast,W. Fareed A Khan, Sarvajeet S Gill. 2011, *Eutrophication: causes, consequences and control*. Springer. 407pp
- ANVISA. Reavaliação de agrotóxicos: 10 anos de proteção a população. 2009. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/divulga/noticias/2009/020409.htm>. Acesso em: 14/04/2012.
- APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for examination of water and waste water*. American Public Health Association, Washington D.C. 21<sup>st</sup> ed. 2005.
- BASF, 1997. Alpha-cypermethrin (AC 900049): Effect on the development of sediment-dwelling larvae of *Chironomus riparius* in a water-sediment system.
- Barceló, D. & Hennion, M.C. 2003. Trace determination of pesticides and their degradation products in water. 2° ed. Elsevier Science B.V. 542pp
- Belden, J.B. & Lydy, M.J. 2001. Effects of atrazine on acetylcholinesterase activity in midges (*Chironomus tentans*) exposed to organophosphorus insecticide. *Chemosphere.* 44 (8): 1685-1689
- Bliss C.I. 1934. The method of probits. *Science* 79: 38–39.
- Cano, E.; Jimenez, A; Cabral, J.A. & Ocete, M.E. 1999. Acute toxicity of malathio and the new surfactant “Genapol OXD 080” on species of rice basins. *Bull Environl Contam Toxicol* 63:133-138
- CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Classificação de corpos d’água e diretrizes ambientais. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <HTTP://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf> [acesso 20/12/2011]
- Corbi, J. J.; Trivinho-Strixino, S. 2006. Influence of taxonomic resolutions of stream macroinvertebrate communities on the evaluation of different land uses. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, 18(4): 469-475.
- Costa, C.R.; Olivi, P.; Botta, C.M.R. & Espindola, E.L.G. 2008 A Toxicidade em

Ambientes Aquáticos: Discussão e Métodos de Avaliação. Quím Nova 31 (7): 1820-1830

- Dawson, T.D.; Jenson, J.J. & Norberg-King, T.J. 2000. Laboratory Culture Of *Chironomus Tentans* For Use In Toxicity Testing: Optimum Initial Egg-Stocking Densities. *Hydrobiologia* 438: 251-256.
- Dornfeld, C.B. ; Espíndola, E.L.G.; Fracácio, R.; Rodrigues, B.K. & Novelli, A. 2006. Comparação de bioensaios laboratoriais e “in situ” utilizando *Chironomus xanthus* na avaliação da toxicidade de sedimentos do rio Monjolinho (São Carlos, SP). *J Braz Soc Ecotoxicol*, 1(2): 161-165.
- DOU – Diário Oficial da União. 2002. Nº252. 31 de dezembro de 2002. Seção 1, p 91.
- DOU – Diário Oficial da União. 2009. Nº229. 1 de dezembro de 2009. Seção 1, p 2.
- DOU – Diário Oficial da União. 2010. Nº239. 15 de dezembro de 2010. Seção 1, p 120.
- DOU – Diário Oficial da União. 2011. Nº9. 12 de janeiro de 2011. Seção 1, p 4.
- DOU – Diário Oficial da União. 2011a. Nº9. 21 de maio de 2011. Seção 1 – Poder Executivo, p 22.
- Durkin, P.R. 2008. Malathion: Human health and ecological risk assessment. Final report submitted to Paul Mistretta, PCR, USDA/Forest service, Suthern region, Atlanta Georgia. SERA TR 052-02-02c, p.325
- Epler, J.H. 2001. *Identification manual fot the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida*. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River Water Management District, Palatka, FL. 526 pp.
- Faria, M.S.; Nogueira, A.J.A. & Soares, A.M.V.M. 2007. The use of *Chironomus riparius* larvae to assess affects of pesticides from Rice fields in adjacent freshwater ecosystems. *Ecotox Environ Safety* 67: 218-226
- Farmer, D.; Hill, I.R. & Maund, S.J. 1995. A comparison of the fate and effects of two pyrethroids (lamnda-cyhalothrin and cypermethrin) in pond mesocosms. *Ecotox*. 4 (4): 219-244
- F.D.E.P Florida Department of Environmental Protection. Surface water Monitoring Section, 1998. Biological Assessment of Five Lakes in the Umatilla, Florida

Area in response to application of malathion for the control of the Mediterranean Fruitfly (*Ceratitis capitata*)

- Fonseca, A.L. & Rocha, O. 2004. Laboratory Cultures Of The Native Species *Chironomus Xanthus* Rempel, 1939 (Diptera-Chironomidae). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16 (2):153-161
- Fournier, M.L.; Ramírez, F.; Ruepert, Clemens; Vargas, Seiling & Echeverría, S. 2010. Informe Final Del Diagnóstico sobre uso y residuos de agroquímicos em Pacayas-Plantón. Diagnóstico sobre contaminación de águas, suelos y productos hortícolas por El uso de agroquímicos em La microcuenca de las quebradas Plantón y Pacayas em Cartago, Costa Rica. IRET(Instituto Regional de Estudios em Sustancias Tóxicas)/UMA (Universidad Nacional, Heredia).
- Goedkoop, W, Spann, N. & Akerblom, N. 2010. Epub 2010 Jun 5. Sublethal and sex-specific cypermethrin effects in toxicity tests with the midge *Chironomus riparius* Meigen. *Ecotox.* 19(7):1201-1208
- Helliwell, S.; Stevens, M.M. 2000 Efficacy and environmental fate of alphacypermethrin applied to Rice fields for the control of chironomidae midge larvae (Diptera: Chironomidae). *Field Crop Res.* 67:263-272
- Hodgson, Ernest. 2004. A textbook of modern toxicology. 3<sup>o</sup> Ed. John Wiley & Sons, New Jersey. 557p.
- IAP. 2005. Monitoramento da qualidade das águas dos rios da Região Metropolitana de Curitiba, no período de 1992 a 2005. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, pp. 75.
- IAP. 2009. Monitoramento da qualidade das águas dos rios da bacia do Alto Iguaçu, na região metropolitana de Curitiba, no período de 2005 a 2009. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, pp. 114.
- IPPUC. 2007 Instituto de Pesquisa e Planejamento de Curitiba. Documentos internos. Curitiba/PR.
- Knie, J.L.W & Lopes, E.W.B. 2004. *Testes Toxicológicos: Métodos, Técnicas e Aplicações*. FATMA 289p.
- Landis, W.G. & Yu, M. 2005. *Introduction to environmental toxicology: impacts of chemicals upon ecological systems*. 3<sup>rd</sup> ed. pp.390

- Lerner, A.; Meltser, N.; Sapir, N.; Erlick, C.; Shashar, N. & Broza, M. 2008. Reflected polarization guides chironomid females to oviposition sites. *The Journal of Experimental Biology* 211: 3536-3543
- Mair, K.J.; Kosalwat, P & Knight. 1990. Culture Of *Chironomus Decorus* (Diptera: Chironomidae) And The Effect Of Temperature On Its Life History. *Environmental Entomology* 19(6): 1681-1688.
- Majumdar, T.N. & Gupta, A. 2009. Acute toxicity of endosulfan and malathion on *Chironomus ramosus* (Insecta: Diptera: Chironomidae) from north Cachar hills, Assam, India. *J. Environ. Biol.* 30(3): 469-470.
- Malathion UL Cheminova comerc 2007. Disponível em: <http://globalbr.cheminova.com/download/Bulas/Bula%20-%20Malathion%20UL.pdf>. Acessado em: 10 de maio de 2012.
- Martin, J.; Kuvangkadilok, C.; Peart, D.H. & Lee, B.T.O. 1980. Multiple Sex Determining Region In A Group Of Related *Chironomus* Species (Diptera: Chironomidae). *Heredity* 44: 367-382.
- Maund, S.; Hamer, M., Lane, M.; Farrelly, E; Rapley, J.; Goggin, U & Gentle, W. 2002. Partitioning, Bioavailability, and Toxicity of the Pyrethroid Insecticide Cypermethrin in Sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 21: 9-15.
- Nath, B.B.; Thorat, L.; Babrekar, A.; Datkhile, K.; Ghadge, A.; Gaikwad, R. & Meshram, D.C. 2009. Development Of A New Design Of An Insectary Model For Rearing And Environmental Assessment Studies On Chironomid Midges. *CHIRONOMUS Newnletter On Chironomidae Research*. 22: 11-13
- Novelli, A.; Vieira, B. H.; Cordeiro, D. ; Cappelini, L. T. D.; Vieira, E. M.; Espindola, E. L. G. 2012. Lethal effects of abamectin on the aquatic organisms *Daphnia similis*, *Chironomus xanthus* and *Danio rerio*. *Chemosphere* 86: 36-40.
- Obrdlik, P. & Garcia-Lozano L.C. 1992. Satio-Temporal Distribution Of Macrozoobenthos Abundance In The Upper Rhine Alluvial Foodplani. *Archiv Für Hydrobiologie Stuttgart*, 124 (2): 205-224.
- Portaria Normativa IBAMA nº 84, de 15 de Outubro de 1996. Disponível em: [http://servicos.ibama.gov.br/ctf/manual/html/Portaria\\_84.pdf](http://servicos.ibama.gov.br/ctf/manual/html/Portaria_84.pdf) . Acessado em 10 de maio de 2012.
- Printes, L.B.; Fernandes, M.N. & Espíndola, E.L.G. 2011. Laboratory measurements of biomarkers and individual performances in *Chironomus xanthus*

- to evaluate pesticide contamination of sediments in a river of southeastern Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74: 424–430
- Rider, C.V. & LeBlanc G.A. 2005. Na integrated addition and interaction model for assessing toxicity of chemical mixtures. *Toxicol. Sci.* 87(2): 520-528.
- STATSOFT, INC (2005). *Statistica* (data analysis software system), version 7.1. [www.statsodt.com](http://www.statsodt.com).
- Simpson, I.C., & Roger, Pierre-Armand 1995 The impact of pesticides on nontarget aquatic invertebrates in wetland ricefields: a review. *In*: Pingali, P.L. (ed.), Roger, Pierre-Armand (ed.) (1995). *Impact of Pesticides on Farmer Health and the Rice Environment*. Series: Natural Resource Management and Policy, Vol. 7. Kluwer, Academic Publishers, Boston, Massachusetts, U.S.A.
- Sokolova, N.; Paliy, A. & Izvekova, B.1992. Biology Of *Chironomus Piger*, Str. (Diptera: Chironomidae) And Its Role In The Self-Purification Of A River. *Aquat. Ecol.* 26 (2): 509-512
- Stevens, M.M. 1992. Toxicity of organophosphorus insecticide to fourth-instar larvae of *Chironomus Tepperi skuse* (Diptera: Chironomidae). *J. Aus. Entomol. Soc.* 31 (4): 335-3337.
- Stevens, M.M. 1999. Resistance to bloodworm attack in rice - A report for the rural industries research and development corporation. *Rural Industries Research Development Corporation. Kingston.* pp. 34
- Stevens, M. M. 2003. *Improving Bloodworm, Earthworm and Snail Control in Rice*; Rural Industries Research and Development Corp. (RIRDC) Publication No. 03/083; RIRDC: Kingston, ACT, Australia.
- Sturm, A. Silva de Assis, H. C., Hansen, P.-D. 1999. Cholinesterases of marine teleost fish: enzymological characterization and potencial use in the monitoring of neurotoxic contamination. *Mar. Environ. Res.* 47: 389-398.
- The Resources Agency - *Department of Fish and Game*.1998. Hazard Assessment of the insecticide malathion to aquatic life in the Sacramento - San Joaquin river system. Office of Spill Prevention and Response Administrative Report 98-2
- Townsend, C.R.; Begon, M. & Harper, J.L. 2010. *Fundamentos em Ecologia*. 3ª Ed. Porto Alegre: Editora Artmed. 576pp.



- Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G. 1995 *Larvas De Chironomidae (Diptera) Do Estado De São Paulo - Guia De Identificação E Diagnose Dos Gêneros*. Editora Da Universidade De São Carlos. São Carlos, São Paulo.
- U.S.E.P.A. (United States Environmental Protection Agency), 2000. Environmental Fate Effects Division. Reregistration eligibility decision for malathion. Memorandum from Brian Montague, Norman Birchfield and Richard Mahler to Betty Shackleford and Patricia Moe.
- Vieira, H.P; Never, A.A. & Queiroz, M.E.L.R 2007. Otimização e validação da técnica de extração líquido-líquido com partição em baixa temperatura (ELL-PBT) para piretróides em água e análise por CG. Quím. Nova. 30 (3): 535-540.
- Weiss, C. M., 1961. Physiological effect of organic phosphorous insecticides on several species of fish. Trans. Am. Fish. Soc. 90: 143-152.
- WHO (World Health Organization) 2003. WHO Specifications and evaluations for public health pesticides - Malathion WHO, Geneva. 75pp
- WHO (World Health Organization) 2009. WHO Specifications and evaluations for public health pesticides – Alpha-Cypermethrin. WHO, Geneva. 75pp
- WHO (World Health Organization) 2012. Specifications and evaluations for public health pesticides – Alpha-Cypermethrin. WHO. 75pp
- Wolfe, N. L.; Zepp, R. G., Gordon, J.A., Baughman, G. L. & Cline, D. M. 1977. Kinetics of chemical degradation of Malathion in water. Environ. Sci. Technol., 11 (1): 88–93.
- Zar, J.H. 1999. Bioestatistical Analysis. 4ª Ed. Rio de Janeiro: Editora Prentice-Hall do Brasil Ltda. 663 pp
- Zilli, F.; Marchese, M. & Paggi, A. 2009. Life Cycle Of *Goeldichironomus Holoprasinus* Goeldi (Diptera: Chironomidae) In Laboratory. *Neotropical Entomology* 38 (4): 472-479

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

---

Os macroinvertebrados vêm sendo amplamente utilizados em monitoramentos de ambientes dulcícolas. Estes organismos respondem de maneira eficiente a alterações ambientais por não apresentarem grande deslocamento e por apresentarem ciclos de vida longos comparado a bactérias e curtos em relação aos peixes. Além disso, podem responder a impactos negativos do hábitat por sofrerem alterações em sua composição e/ou na estrutura da comunidade.

Este estudo realizado em um conjunto de lagoas adjacentes ao rio Iguaçu, mostrou que a estrutura (dominância, diversidade e equitabilidade) e composição da comunidade de macroinvertebrados estão associadas às características de cada uma das lagoas, porém respondendo de forma diferenciada a cada parâmetro analisado. A estrutura da comunidade mostrou-se relacionada à presença de nutrientes como fósforo e nitrogênio, que são compostos limitantes à produtividade primária, e não mostrou relação com as características físicas como presença de vegetação marginal, presença e distribuição de macrófitas e ou irregularidade da margem.

Uma vez que a família Chironomidae apresentou dominância no local, sugere-se sua elevada tolerância. Portanto, buscou-se dentro dessa família uma espécie que apresentasse potencial para criação em laboratório, e posterior uso de indivíduos hípidos em bioensaios.

*Chironomus xanthus* apresentou bom desenvolvimento em laboratório, com ciclo de vida curto (45 dias) e fase larval de até 15 a 20 dias.

Realizando-se ensaios agudos com dois inseticidas de naturezas diferentes (piretróide alfa-cipermetrina e organofosforado malation) e com esgoto bruto, *C. xanthus* foi testado em relação à sua eficácia como bioindicador. Os resultados mostram que essa espécie em contato por um período de 96 horas é pouco sensível à presença de esgoto bruto, não sendo considerado um bom indicador da presença desse contaminante em ambientes dulcícolas. Por outro lado, mostrou-se sensível a presença de alfa-cipermetrina e malation, a partir de 24 horas de

exposição, tempo menor do que o recomendado para bioensaios agudos, o que significa menos tempo para resposta e menor custo para manutenção.

Sendo assim, estudos, como o aqui descrito, que avaliam estrutura de comunidade de ambientes aquáticos dulcícolas, espécies de Chironomidae passíveis de criação em laboratório e sua verificação como potencial espécie bioindicadora, são de extrema relevância para o desenvolvimento do conhecimento de formas de avaliação de impactos ambientais.

O uso de espécies indicadoras torna-se cada vez mais importante na avaliação e monitoramento ambiental, sendo que *Chironomus* mostra-se com grande potencial para tal uso. O fato de tais avaliações poderem ser realizadas com indivíduos criados e mantidos em laboratório, tais como *C. xanthus* por diversas gerações seguidas, garantem que essas análises reduzam o efeito de ação de outros xenobióticos que possam estar presentes no ambiente e aproximem-se do efeito real de um agente tóxico específico sobre os indivíduos. Portanto, fica mais claro o efeito que um determinado poluente tem sobre a comunidade, muitas vezes espécies não-alvo. Além disso, algumas espécies de *Chironomus* são consideradas pragas para agricultura e lazer e definir formas corretas de controle com produtos adequados que reduzam o efeito sobre espécies não alvo são de grande interesse econômico e ambiental. Estudos dessa natureza sustentam subsídios teóricos e técnicas para a melhoria da avaliação de impactos, assim como, posterior preservação e conservação dos ecossistemas.

## Anexo 1

Pontos de coleta na planície de inundação do Rio Iguaçu. Pontos PT1 até PT12 pertencem à área do Parque Costa, Umbará, Curitiba-PR. Pontos PT13 a PT15 são antigos meandros do Rio Iguaçu bairro Umbará, Curitiba-PR.





Continuação anexo 1.



## **Anexo 2**

Protocolo de criação e manutenção de colônia de *Chironomus xanthus* Rempel, 1939 em condições laboratoriais.

### **Objetivos**

Estabelecer critérios e procedimentos necessários para criação de *Chironomus xanthus* em laboratório, visando seu uso para bioensaios toxicológicos.

### **Definições**

#### **Estágio e Estádio**

O estágio de larva possui 4 estádios, chamados de L1, L2, L3 e L4.

### **Água declorada**

Tratamento realizado com água proveniente da rede de abastecimento local, através de seu armazenamento e descanso com a presença de bombas de aquário por um período mínimo de 12 horas antes do uso.

### **Recipiente de criação**

Atualmente as larvas são mantidas em um aquário com capacidade para 84 litros e dois com capacidade para 21 litros, com fundo de aproximadamente de 3 a 5 cm de areia (Fig. 1), com aeração constante, onde os organismos são criados e completam o ciclo de vida.



Figura 1: Fundo de areia com multicamadas de larvas de *Chironomus xanthus*.

### **Colônia referência**

Os organismos usados para ensaios são provenientes de uma colônia referência mantida em laboratório desde fevereiro de 2008, longe, portanto, de qualquer tipo de contaminante durante esse período.

### **Sala de criação**

Sala com fotoperíodo (12h claro/12h escuro), umidade e temperatura ( $25^{\circ}\text{C} \pm 2$ ) controlados a fim de garantir o sucesso das colônias em laboratório.

### **BOD**

Câmara de cultivo, usada para os estágios de ovos e larvas durante ensaios. Possui controle rígido de temperatura e fotoperíodo.

### **Material necessário**

#### **Insumos**

1. Recipientes de criação;
2. Ração TetraMin Tropical Flakes, macerada;
3. Ração Dog Chow, macerada
4. Fita adesiva e caneta para identificação dos recipientes;
5. Gaiola de criação, as usadas possuem dimensões de 50cm X 50cm X 30cm;

6. Bastão para mistura da ração nos recipientes;
7. Pipetas Pasteur – com ponta cortada, para não causar injúrias – para transferência de larvas.

## **Procedimento**

### **Preparo da ração**

A ração deve ser macerada, preferencialmente em pequenas quantidades, e armazenada em local que evite que esta umedeça, o que dificulta sua dissolução em água de criação e possibilita a reprodução de fungos e bactérias que podem ser nocivos à colônia.

A ração Dog Chow é usada em aquários (próximo ao sugerido por ARMINTAGE et al. 1995) e TetraMin em bandejas. A segunda garante nutrição das larvas quando alocadas em ambientes menores, evitando fermentação e condições impróprias aos organismos.

### **Verificação da temperatura das BOD's e sala de criação**

Deve ser feito um registro diário de temperatura tanto em BOD, quanto na sala de criação. Esse registro deve estar disponível para acompanhamento pelos responsáveis pela manutenção da colônia e pela chefia do laboratório.

### **Manutenção de aquário e uso de material para ensaios**

Os aquários devem ter aeração constante. A renovação de água é feita esporadicamente em cerca de 70% do total acrescentando água declorada mantida no mesmo ambiente, evitando, portanto, choque de temperatura (Fig 2, 3 a).

Para ensaios as massas ovígeras são retiradas de aquários e mantidas uma por recipiente plástico com dimensões de 20X13X6cm, tomando os devidos cuidados com higiene e manutenção do nível de água que deverá ser de aproximadamente 4cm, identificado com a data da oviposição (Fig 3 b).

Para garantir sincronia das larvas entre as diferentes massas recomenda-se que sejam usadas massas ovígeras com postura no mesmo dia.

A ração a ser dada deve ser cuidadosamente macerada e homogeneizada na água quando for ofertada, para garantir que essa não permaneça na superfície,



onde não servirá como alimento para as larvas e sim como nutriente para proliferação de fungos. Atualmente usamos 10g (Dog Chow) para o maior aquário, 2,8g (Dog Chow) para os 4 aquários pequenos e 0,4g (TetraMin) nas bandejas.

A temperatura deve ser controlada em  $25 \pm 2^{\circ}\text{C}$ , retardando muito o crescimento com médias abaixo do recomendado ou acelerando quando acima<sup>1</sup>. A umidade deve ser mantida controlada, entre 60 e 70%.

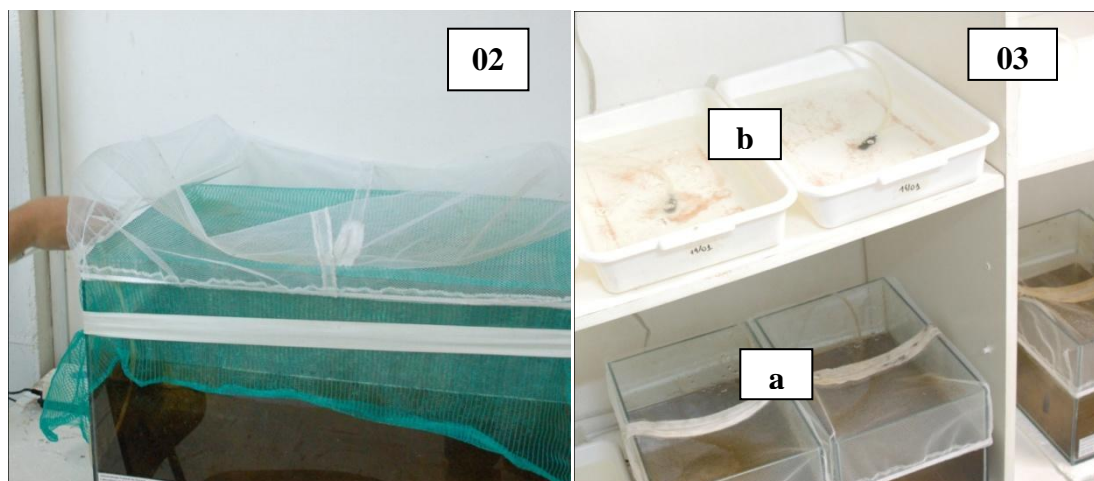


Figura 2: Aquário de criação de *Chironomus xanthus*.

Figura 3: Recipientes de criação: **a.** Aquário de criação de *Chironomus xanthus*. **b.** bandejas para desenvolvimento de larvas de *Chironomus xanthus* para ensaios.

A limpeza dos aquários deve ser feita semanalmente, evitando proliferação exageração de algas e/ou fungos.

Os cuidados podem ser feitos a partir de um *check list*:

- Data da observação;
- Alimentação;
- Verificação do nível da água;
- Manter decolorador limpo e com água;
- Verificar temperatura.

<sup>1</sup> O crescimento acelerado não é necessariamente positivo para a criação das larvas, considerando que devem ter tempo suficiente para desenvolvimento e obtenção de massa.